



BPBES
Plataforma Brasileira
de Biodiversidade
e Serviços Ecossistêmicos

**Relatório Temático Sobre Espécies Exóticas Invasoras,
Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**





Relatório Temático Sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO | 6

- 1.1. Contextualização do Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos no escopo da Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos | 9
- 1.2. O que são espécies exóticas invasoras? | 15
- 1.3. O processo de invasão biológica | 19
- 1.4. Fatores-chave em processos de invasão biológica | 24
- 1.5. Complexidade e desafios | 30
- 1.6. Temas transversais e comuns aos capítulos | 35
- 1.7. Conclusões | 38
- Referências | 41

CAPÍTULO 2 - STATUS E TENDÊNCIAS SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS NO BRASIL | 49

- 2.1. Introdução | 52
- 2.2. Status de Espécies Exóticas Invasoras por grupos biológicos | 52
- 2.3. Status de Espécies Exóticas Invasoras por ecossistema | 57
- 2.4. Unidades de Conservação, Terras Indígenas, Territórios Quilombolas e Territórios Tradicionais | 72
- 2.5. Insuficiência de dados e conhecimento | 74
- 2.6. Tendências | 74
- Referências | 82

CAPÍTULO 3 - VETORES DE MUDANÇA DIRETOS E INDIRETOS QUE AFETAM A INTRODUÇÃO, O ESTABELECIMENTO E A DISSEMINAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS | 92

- 3.1. Introdução | 95
- 3.2. Vetores de mudança diretos que promovem a introdução, estabelecimento e disseminação de espécies exóticas invasoras | 95
- 3.3. Vetores de mudança indiretos que promovem a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras | 107
- 3.4. Efeitos múltiplos, aditivos ou de interação entre os vetores de mudança que promovem a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras | 116
- 3.5. Lacunas de conhecimento | 120
- Referências | 121

CAPÍTULO 4 - IMPACTOS DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS CONTRIBUIÇÕES NA NATUREZA PARA AS PESSOAS, O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E A BOA QUALIDADE DE VIDA | 133

- 4.1. Introdução | 136
- 4.2. Histórico de impactos no Brasil | 137
- 4.3. Espécies exóticas invasoras e impactos provocados | 137
- 4.4. Lacunas de conhecimento | 164
- 4.5. Tendências e cenários futuros | 168
- 4.6. Conclusões | 170
- Referências | 171

CAPÍTULO 5 - MANEJO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS: EXPERIÊNCIAS NACIONAIS | 185

- 5.1. Introdução | 188
- 5.2. Ferramentas de prevenção | 188
- 5.3. Estratégias de manejo | 194
- 5.4. Desafios, lacunas e incertezas | 217
- 5.5. Considerações Finais | 219
- Referências | 220

CAPÍTULO 6 - OPÇÕES PARA A GESTÃO E O MANEJO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS | 237

- 6.1. Governança | 241
- 6.2. Respostas de gestão com base legal | 247
- 6.3. Aspectos culturais, sociais e econômicos | 257
- 6.4. Cenário futuro | 261
- 6.5. Considerações finais | 269
- Referências | 269

GLOSSÁRIO | 273

ESPÉCIES CITADAS NOS CAPÍTULOS | 284

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO

Como citar: Dechoum, M. S., Junqueira, A. O. R., Orsi, M. L., Xavier, R. O., Kortz, A., Casares, F. A., Garcia, D. A. Z., Batista, G., Menegusso, M. E., Michelin, T. S., Periotto, N. Capítulo 1: Introdução. *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.6-48. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap1>*

COORDENADORES DO CAPÍTULO

Michele de Sá Dechoum¹, Andrea de Oliveira Ribeiro Junqueira², Mario Luis Orsi³

¹Universidade Federal de Santa Catarina

²Universidade Federal do Rio de Janeiro

³Universidade Estadual de Londrina

AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

Rafael de Oliveira Xavier⁴, Alessandra Kortz⁵, Fernanda Araujo Casares⁶, Diego Azevedo Zoccal Garcia³, Grazielle Batista⁷, Maquieli Elisabete Menegusso⁸, Thaísa Sala Michelin⁹, Natalia Periotto¹⁰

⁴Universidade Estadual de Campinas

⁵The Czech Academy of Sciences

⁶Universidade Estadual do Rio de Janeiro

⁷Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

⁸Centro Universitário de Ourinhos

⁹Universidade Federal do Pará

¹⁰Universidade Estadual de São Carlos

REVISORES EXTERNOS

Elizabete Marchante¹¹, Sergio Martín Zalba¹²

¹¹Universidade de Coimbra, Portugal

¹²Universidad Nacional del Sur, Argentina

SUMÁRIO EXECUTIVO

1. Espécies exóticas invasoras são plantas, animais e microorganismos que se estabelecem, produzem descendentes e se dispersam para novas áreas onde estabelecem populações (bem estabelecido) {1.1}. Uma espécie é chamada de invasora quando indivíduos se reproduzem e mantêm uma população autossustentável, sendo necessários vários ciclos reprodutivos para que ocorra o estabelecimento de uma população viável {1.3.1}. Esta definição não pressupõe a comprovação de impactos negativos atuais ou potenciais, conforme preconizado pela Convenção de Diversidade Biológica. A necessidade de comprovação de impacto limita a adoção de efetivas medidas precoces de manejo que evitem e/ou desaceleram processos de invasão e minimizem impactos negativos, visto que a identificação de impactos negativos pode ser complexa, o que não significa que não ocorram {1.2}.

2. Invasões biológicas são geradas a partir da translocação de espécies por ação humana (bem estabelecido) {1.2}. Processos naturais de migração de espécies que não tenham relação com vetores associados à ação humana não são reconhecidos como invasões biológicas {1.2.1}. Espécies nativas que têm a capacidade de se tornar localmente abundantes de maneira imprevisível também não devem ser chamadas de espécies exóticas invasoras, mas sim de nativas superdominantes {1.2.1}. Por outro lado, espécies nativas que são translocadas para fora da sua área de distribuição natural, mesmo que dentro do território nacional, podem ser chamadas de espécies exóticas invasoras e devem ser alvo de políticas de gestão e manejo {1.2}.

3. Muitas atividades com objetivos econômicos levam à introdução de espécies exóticas, tanto intencionais para uso em sistemas produtivos e com fins ornamentais e recreativos, quanto não-intencionais que podem ocorrer por meio de vias e vetores de comércio e viagens (bem estabelecido) {1.1}. Identificar as vias e vetores de introdução de espécies é importante tanto para que sejam adotadas medidas preventivas contra a introdução de espécies quanto para a posterior identificação das partes interessadas responsáveis pelo manejo de espécies introduzidas {1.3.2}. O conflito de interesse é frequente para as espécies que foram introduzidas intencionalmente, pois estas geralmente oferecem benefícios intrínsecos para algumas pessoas ou setores, embora possam causar efeitos negativos no meio ambiente {1.5.2}. O padrão de introdução de plantas e vertebrados exóticos invasores está mais associado a um processo intencional do que os demais grupos, que têm uma via de invasão predominantemente não intencional {1.3.2}.

4. Quase toda espécie introduzida é motivo de preocupação pois nossa capacidade de previsão sobre processos de invasões biológicas é limitada (estabelecido mas incompleto) {1.3.1}. O histórico de invasões em outros locais e a correspondência climática entre região nativa e de introdução podem auxiliar na previsão de

uma espécie introduzida tornar-se invasora {1.3.1}. Características das espécies e dos ambientes que as recebem, assim como os esforços de introdução, são determinantes para o sucesso de estabelecimento e invasão de espécies introduzidas {1.4}. Quanto maior o número de eventos de introdução e o número de propágulos introduzidos a cada evento, maior a chance de estabelecimento de uma espécie introduzida {1.4.3}. A avaliação conjunta desses três aspectos é essencial para uma melhor compreensão das etapas da invasão biológica e para a identificação de espécies exóticas invasoras que sejam prioritárias para manejo {1.4}.

5. À medida que o processo de invasão avança, os custos relacionados ao manejo e aos impactos negativos provocados também aumentam (bem estabelecido) {1.3.1}. As espécies precisam ultrapassar quatro etapas ao longo do processo de invasão para que sejam invasoras: transporte, introdução, estabelecimento e invasão {1.3.1}. O manejo de espécies exóticas invasoras pode ser definido como uma série de estratégias as quais têm relação com as diferentes etapas do processo de invasão biológica {1.5.1}. Medidas preventivas e de detecção precoce e resposta rápida relacionadas às primeiras etapas do processo devem ser priorizadas em detrimento de medidas de controle de longo prazo e de alto custo, que devem ser adotadas já na fase de invasão {1.5.1}. Em uma visão preventiva, aquelas que apresentarem histórico de invasão em diversas regiões e/ou registros de impactos negativos provocados, devem ser priorizadas no sentido de se implementar medidas de manejo de menor custo e maior efetividade para a contenção de um futuro problema de invasão biológica {1.5.1}.

6. Invasões biológicas são problemas complexos, dinâmicos e multidimensionais que exigem visão holística para gestão e manejo (bem estabelecido) {1.7}. No Brasil, necessitamos da aplicação de melhores modelos preditivos, de ferramentas de gestão mais eficazes e eficientes e do alinhamento de políticas de gestão e manejo em diferentes escalas e contextos de gestão {1.7}. Uma maior integração entre setores econômicos, academia, gestores e tomadores de decisão é necessária para a construção conjunta de soluções {1.7}

1.1. Contextualização do Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos no escopo da Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

Espécies exóticas invasoras são plantas, animais e microorganismos que são introduzidos intencional ou não intencionalmente por ação humana em locais fora da sua área de distribuição natural, e se estabelecem, produzem descendentes e se dispersam para novas áreas a partir do ponto de introdução (Richardson et al. 2000, Blackburn et al. 2011). A introdução desses organismos além de sua área de distribuição natural tem sido cada vez maior como resultado do aumento de transporte, comércio, viagens e turismo entre diferentes países e continentes (Seebens et al. 2017).

Enquanto os comércios global e nacional são a principal causa de transporte e introdução de organismos, as maiores consequências estão sendo antecipadamente observadas em pequena escala, com o comprometimento da pesca e qualidade da água, por exemplo, para comunidades que dependem diretamente de recursos locais para sua sobrevivência. Neste sentido, espécies exóticas invasoras são atualmente reconhecidas como um dos maiores vetores diretos relacionados à perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, essenciais ao bem-estar humano, juntamente com mudança no uso da terra e do mar, mudanças climáticas, sobre-exploração de recursos e poluição (Díaz et al. 2019; Figura 1.1). Os impactos negativos provocados por espécies exóticas invasoras são também econômicos, com uma estimativa de 2,88 trilhões de dólares relacionados às perdas e ao manejo de espécies exóticas invasoras em escala global entre 1970 e 2022 (Leroy et al. 2021).

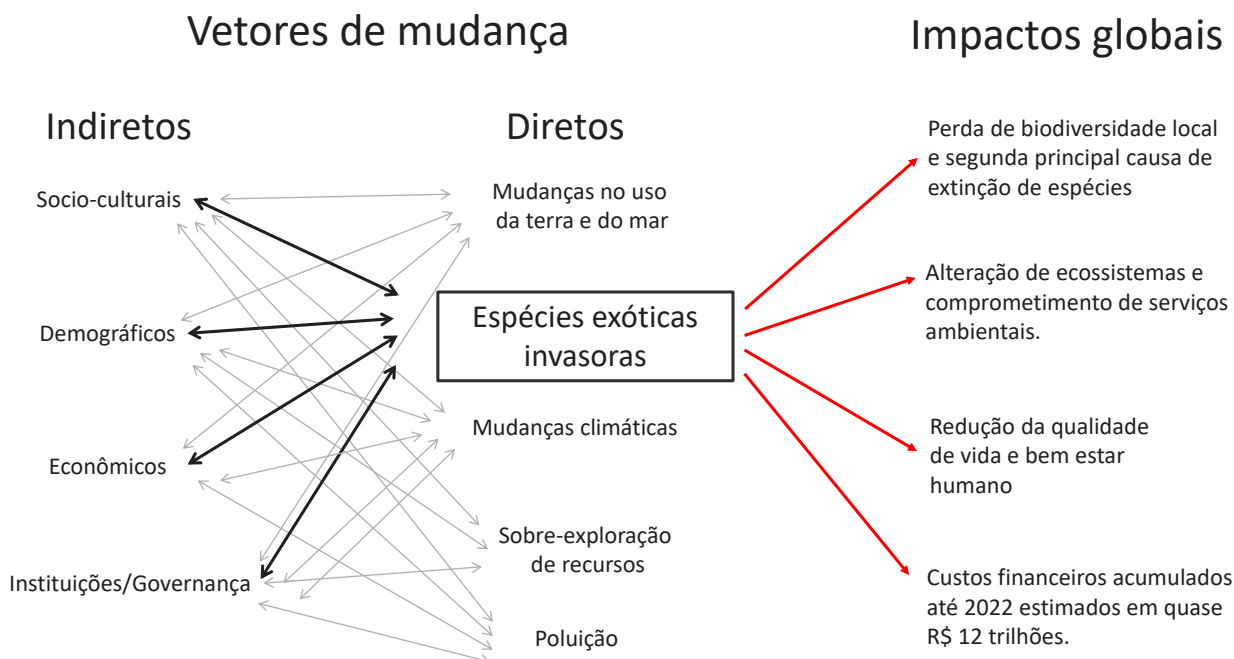


Figura 1.1 - Diagrama representando os principais vetores diretos e indiretos de mudanças nos ecossistemas e suas interações, enfatizando as espécies exóticas invasoras como vetores diretos de mudança causadores de impactos negativos globais sobre a biodiversidade e sobre serviços ecossistêmicos.

Entretanto, o problema é particularmente complexo, uma vez que muitas atividades com objetivos econômicos levam à introdução de espécies exóticas, sendo que uma parte delas pode se tornar invasora. Essas atividades incluem introduções intencionais de espécies para uso em sistemas produtivos e com fins ornamentais e recreativos, em contato direto com ambientes naturais e/ou em sistemas sob contenção ou em cativeiro, para os quais se tem conhecimento do risco de escape para ambientes naturais. Algumas dessas atividades estão relacionadas à agricultura, atividade florestal, aquicultura, pesca, maricultura, aquarofilia, horticultura e comércio de animais de estimação. Além disso, introduções não-intencionais de espécies podem ocorrer por meio de vias e vetores de comércio e viagens, tais como no caso de parasitas e patógenos de espécies comercializadas, organismos aderidos em cascos de navios e em rodas de veículos, organismos transportados via água de lastro e tanques de aquicultura.

Os primeiros estudos científicos sobre espécies exóticas invasoras no mundo datam do final da década de 1970 (Richardson & Pyšek 2008), especialmente após a publicação do livro *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* de Charles Elton em 1958. No Brasil, os primeiros registros de invasões biológicas datam de 1824 (Zenni & Ziller 2011), mas foi somente a partir dos anos 1990 que estudos científicos passaram a ser publicados de maneira mais abrangente (por exemplo, Pivello et al. 1999).

No Artigo 8 da Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (CDB), que trata de conservação *in situ*, em seu item h, está disposto que os países signatários da Convenção devem “prevenir introduções, controlar e erradicar espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies” (CDB 1992). Em 2004, o Ministério do Meio Ambiente contratou a elaboração do Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras, cujos objetivos foram a coleta, a sistematização e a divulgação de informações no Brasil. O Informe Nacional foi publicado em 2005 e representa um divisor de águas para o tema no Brasil, a partir do qual houve um aumento no número de publicações científicas e normas legais (Zenni et al. 2016). Na década de 2000, após o Informe Nacional, houve um nítido aumento na relevância deste assunto para a expansão da pesquisa científica em biologia de invasão. Os avanços obtidos se deveram em parte à mobilização do terceiro setor e a grupos de pesquisa trabalhando separadamente, porém o conhecimento mais amplo sobre a temática ainda é restrito, e direciona a nossa justificativa para a elaboração deste Relatório.

O Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos é o primeiro esforço integrado de compilação do conhecimento técnico e científico sobre o tema produzido especialmente nos últimos 15 anos, de modo a melhor embasar gestores e tomadores de decisão de diferentes áreas e esferas em medidas de gestão e manejo de espécies exóticas invasoras no território nacional.

1.1.1. Modelo conceitual da Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES)

Criada em novembro de 2015, a Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES) busca colocar as questões de conservação e uso sustentável da biodiversidade e serviços ecossistêmicos no cerne do modelo de desenvolvimento do país. Sua missão é produzir sínteses do melhor conhecimento disponível pela ciência acadêmica e saberes tradicionais sobre Biodiversidade, Serviços Ecossistêmicos e suas relações com o bem-estar humano. A missão da BPBES está alinhada com os objetivos da Plataforma Intergovernamental Ciência-Política de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos - *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), e este Relatório está baseado no Modelo Conceitual do IPBES.

O IPBES surgiu em 2012 após vários anos de discussão sobre a necessidade de uma instituição global independente que pudesse fundamentar o desenvolvimento de estratégias e políticas públicas para conservação da biodiversidade e uso sustentável dos recursos, conforme os objetivos da CDB. O objetivo principal do IPBES tem sido produzir sínteses do conhecimento existente sobre as relações entre biodiversidade, uso sustentável dos recursos e bem-estar humano.

Todos os diagnósticos do IPBES são baseados em um modelo conceitual único, desenvolvido após amplas discussões entre especialistas, governos e partes interessadas, permitindo assim que os resultados de cada diagnóstico sejam comparáveis e considerem as relações entre componentes ecológicos e sociais que influenciam a relação entre humanidade e natureza (Figura 1.2). O modelo conceitual coloca as instituições como agentes centrais de mudança, que também são fundamentais para a construção de valores e percepções em relação à natureza e aos benefícios que fornece às pessoas. Essa visão tende a ser particularmente relevante para se prevenir introduções e mitigar os efeitos negativos de espécies exóticas invasoras, o que frequentemente depende de esforços conjuntos trans ou intranacionais, em diferentes escalas. Esse modelo considera diferentes sistemas de conhecimento, incluindo conhecimento científico (fonte verde na Figura 1.2) e conhecimento de povos e comunidades tradicionais (fonte azul na Figura 1.2). Reconhece também a importância de considerar a pluralidade de valores e interesses em relação à natureza e seus benefícios para as pessoas, incluindo a perspectiva das ciências naturais e sociais, interesses econômicos e diferentes tipos de conhecimento tradicional e indígena.

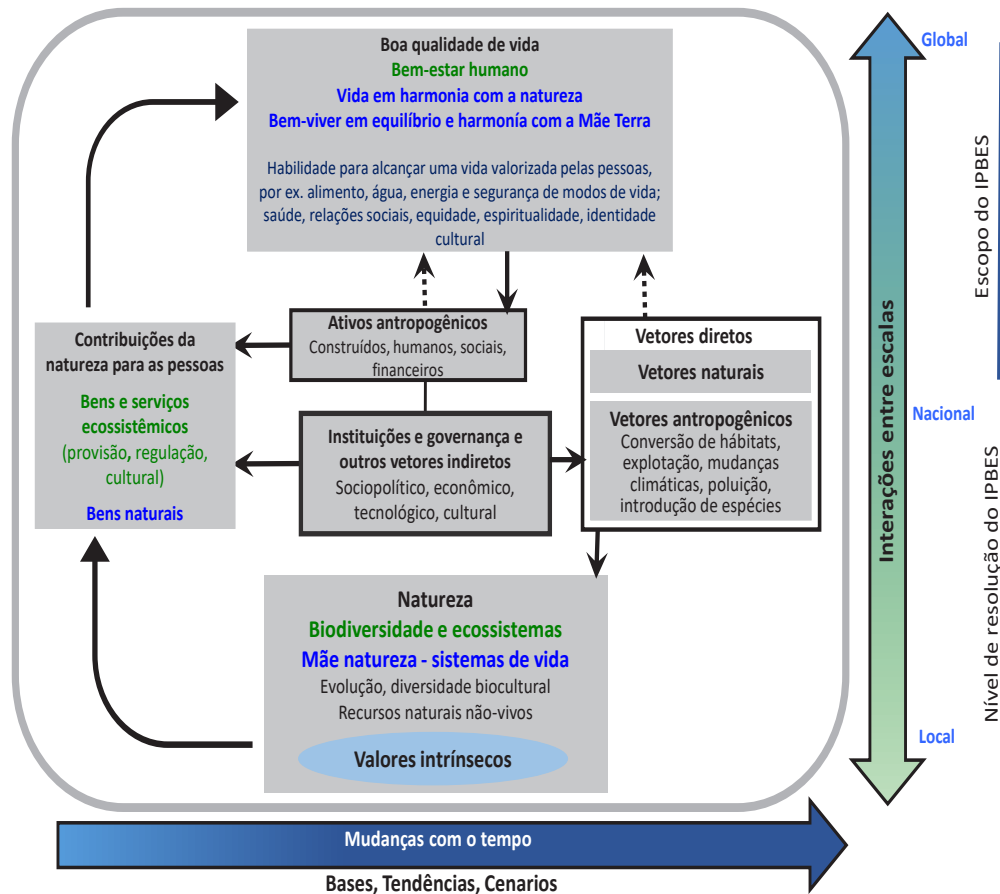


Figura 1.2 - Modelo conceitual da Plataforma Intergovernamental Ciência-Política de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES). Fonte: Plataforma Intergovernamental Ciência-Política de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, traduzido pela Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, adaptado para este Relatório.

Embora as bases ecológicas desse modelo conceitual sejam modelos anteriores que associam qualidade de vida e bem-estar humano aos benefícios proporcionados pela natureza à humanidade (Millennium Ecosystem Assessment 2005), sua grande contribuição original é reconhecer a importância dos diferentes tipos de instituições, governos e tomadores de decisão nessas relações, assim como incorporar diferentes formas de aquisição de conhecimento (conhecimento científico, e diferentes formas de conhecimento de povos e comunidades tradicionais). Ao reconhecer a diversidade de visões e valores sobre a importância da natureza para a qualidade de vida e bem-estar humano, esse modelo conceitual se apresenta como uma simplificação das relações entre ser humano e natureza que visa promover a comunicação entre diferentes disciplinas e sistemas de conhecimento para produzir conhecimento e políticas públicas. O modelo conceitual do IPBES (Figura 1.2) é a base de todos os diagnósticos e relatórios temáticos da BPBES, incluindo este Relatório.

1.1.2. Objetivos do Relatório e público ao qual se destina

Os principais objetivos do Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos são:

(1) apresentar o estado de conhecimento sobre espécies exóticas invasoras no território brasileiro, bem como as tendências e fatores determinantes para processos de invasão biológica em ecossistemas terrestres, marinhos e de águas continentais;

(2) descrever os impactos provocados por espécies exóticas invasoras, caracterizando as consequências dos mesmos para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, considerando os vários sistemas de conhecimento e sistemas de valores relacionados; e

(3) identificar oportunidades de manejo e opções de governança atuais e futuras para mitigação dos impactos negativos provocados, bem como para conservar a biodiversidade e garantir a provisão de serviços ecossistêmicos.

O Relatório é destinado a gestores públicos e privados da área ambiental e áreas correlatas, gestores de Unidades de Conservação, técnicos de instituições públicas e privadas ligadas à área ambiental e a sistemas de produção nos quais são utilizadas espécies exóticas invasoras. O Relatório também será importante para a formação técnica e profissional em instituições de ensino e pesquisa relacionadas à formação técnica ligada às áreas de meio ambiente, agricultura, manejo de recursos naturais, aquicultura, dentre outras.

1.1.3. Estrutura do Relatório Temático

O Relatório Temático é composto por seis capítulos e um glossário. Cada capítulo será introduzido por um Sumário Executivo. Seguem abaixo os títulos e uma breve descrição de cada capítulo:

Capítulo 1 – Introdução

É uma introdução ao Relatório, no qual são apresentados o conceito de espécies exóticas invasoras e uma descrição detalhada do processo de invasão biológica, incluindo também terminologia e definições, além de outros conceitos fundamentais para os demais capítulos. O capítulo fornece também um roteiro para o Relatório e temas transversais e comuns aos capítulos.

Capítulo 2 – Status e tendências das espécies exóticas invasoras no Brasil

Traz uma síntese da situação atual e das tendências passadas e futuras na introdução, disseminação e distribuição de espécies exóticas invasoras no Brasil. Também identifica lacunas de conhecimento existentes.

Capítulo 3 – Vetores de mudança diretos e indiretos que afetam a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras

Fornece uma análise e síntese dos vetores de mudança diretos e indiretos de perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, relacionando-os à introdução e disseminação de espécies exóticas invasoras no Brasil. Apresenta também as principais vias de introdução e disseminação de espécies exóticas invasoras.

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

Fornece uma análise e síntese de impactos ambientais, e quando possível, econômicos, sociais, culturais e à saúde provocados por espécies exóticas invasoras. O capítulo também aborda aspectos relacionados aos impactos de espécies exóticas invasoras nas CNP, na sustentabilidade e na boa qualidade de vida.

Capítulo 5 – Manejo de espécies exóticas invasoras: lições aprendidas

Apresenta e analisa a efetividade de programas e ferramentas para o manejo de espécies exóticas invasoras. Em particular, o capítulo considera e avalia experiências práticas de manejo e gestão da complexidade e dos conflitos intersetoriais - por exemplo, pela introdução e propagação de espécies que são úteis e/ou prejudiciais, dependendo do contexto e dos valores.

Capítulo 6 - Opções para a gestão de espécies exóticas invasoras

Explora opções atuais para a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras, com opções e ferramentas de apoio aos tomadores de decisão. O capítulo também trata de opções futuras no que se refere à gestão de espécies exóticas invasoras.

Para toda informação contida nos Sumários Executivos e no Sumário para Tomadores de Decisão, será indicada a fonte - ou seja, a numeração do capítulo e subtítulo a que se refere. Ainda, para cada informação também será atribuído um dos quatro graus de confiança possíveis, baseados na qualidade/quantidade das evidências e no nível de consenso (Figura 1.3, IPBES 2018).



Figura 1.3 - Grau de confiança das afirmações (adaptado de IPBES 2018). Inconclusivo - baseado em sugestões, especulações ou evidências muito limitadas. Não resolvido - várias evidências independentes disponíveis, mas conclusões são divergentes. Estabelecido mas incompleto - há um consenso baseado em poucos estudos, ou em estudos que não abordam precisamente a questão. Bem estabelecido - suportado por vários estudos de síntese independentes com conclusões convergentes.

1.2. O que são espécies exóticas invasoras?

Neste Relatório, utilizaremos a seguinte definição para espécies exóticas invasoras: são plantas, animais e microorganismos que são introduzidos intencional ou não intencionalmente por ação humana em locais fora da sua área de distribuição natural, e se estabelecem, produzem descendentes e se dispersam para novas áreas a partir do ponto de introdução (Richardson et al. 2000, Blackburn et al. 2011).

Esta definição não pressupõe a comprovação de impactos negativos atuais ou potenciais, como preconizado pela CDB. De acordo com a Decisão VI/23 da COP 6 da CDB, espécies exóticas invasoras são espécies (subespécies ou variedades) introduzidas para além de sua área de distribuição natural (passada ou presente) e que ameaçam a diversidade biológica, incluindo qualquer parte, gametas, sementes, ovos ou propágulos que permitam que tal espécie possa sobreviver e posteriormente se reproduzir (ver também Decisão V/8 da CDB). Consideramos que a necessidade de comprovação de impacto para o enquadramento de uma espécie exótica como invasora acaba muitas vezes limitando a adoção de efetivas medidas precoces de manejo que evitem e/ou desaceleram processos de invasão, assim como minimizem potenciais impactos negativos, visto que a identificação de impactos negativos pode ser complexa, o que não significa que não ocorram.

O conceito de espécie exótica invasora, portanto, considera a área de distribuição natural de uma espécie, o que independe de divisões políticas. Nesse sentido, uma espécie não é nativa ou exótica por definição, mas sim em relação à região em que ocorre naturalmente, em virtude de processos naturais relacionados à capacidade de dispersão natural das espécies, de fatores ambientais e de interações ecológicas. Sendo assim, algumas espécies são nativas de determinadas regiões e exóticas em outras dentro de um mesmo país. Um exemplo preocupante é a invasão pelo peixe dourado (*Salminus brasiliensis*) na bacia do rio Iguaçu, entre os estados do Paraná e Santa Catarina. A espécie é nativa em toda bacia do Alto rio Paraná, com exceção do rio Iguaçu, onde foi introduzida de forma intencional para pesca esportiva e se estabeleceu e pode estar causando impactos sobre a fauna nativa (Vitule et al. 2014, Geller et al. 2021). O mesmo ocorre com os tucunarés (*Cichla spp.*), nativos da Amazônia, mas introduzidos em rios e reservatórios do sudeste e sul do Brasil.

Em ambientes terrestres, primatas dos gêneros *Callithrix* e *Saimiri*, nativos em regiões mais ao norte do país, foram introduzidas no estado do Rio de Janeiro e representam uma grande ameaça a primatas nativos por diferentes mecanismos ecológicos (Oliveira & Grelle 2012). *Schizolobium parahyba*, uma árvore conhecida como guapuruvu ou garapuvu, é nativa na floresta atlântica próxima ao litoral em boa parte da costa brasileira e, em virtude do seu intenso uso em projetos de recuperação de áreas degradadas, tornou-se invasora em áreas de floresta estacional no interior do estado de São Paulo (Abreu et al. 2014). Esses são alguns exemplos

de espécies nativas em determinadas regiões ou partes do país e que se tornaram exóticas invasoras em outras regiões. Sendo assim, reforça-se que divisas políticas não devem ser entendidas como limite de distribuição de espécies, e que a translocação de espécies dentro de um mesmo estado ou de um mesmo país podem incorrer em invasões biológicas da mesma forma que no caso de espécies introduzidas a partir de outros países.

1.2.1. O que não são espécies invasoras

Algumas espécies podem apresentar características parecidas com as de espécies exóticas invasoras, mas na área onde são nativas – tais como espécies nativas oportunistas e espécies nativas superdominantes. Essas espécies são capazes de aproveitar uma situação de alteração ambiental e competir com as demais espécies nativas por recursos, como energia e espaço, de forma mais vantajosa. Desta forma, conseguem se desenvolver e reproduzir mais rapidamente, podendo causar impactos negativos, mas não são consideradas espécies exóticas invasoras.

Espécies nativas superdominantes têm a capacidade de se tornar localmente abundantes de maneira imprevisível (ver Pivello et al. 2018). Espécies de samambaias como *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* e de bambus (como *Guadua tagoara* e *G. sarcocarpa*) são exemplos de espécies superdominantes no Brasil. Apesar de serem nativas, quando em alta abundância, causam impactos na riqueza, biomassa e composição das espécies do local. Pode ser citado também o icônico exemplo da espécie nativa de pomba amargosa (*Zenaidia auriculata*) no sudeste e sul do Brasil, onde se tornou uma espécie superabundante, principalmente em regiões produtoras de grãos e canicultura, com uma expansão tão intensa que acaba por invadir centros urbanos (Silva & Guadagnin 2018).

Algumas espécies nativas têm ampliado sua distribuição devido a outros fatores, como perda de habitat e/ou mudanças climáticas. Há exemplos de espécies nativas do Brasil cuja área de distribuição aumentou para além da região de ocorrência nativa (sem transporte humano direto) devido a alterações no habitat (e, potencialmente, mudanças climáticas associadas), como é o caso do quero-quero (*Vanellus chilensis*). Esta ave ocorre originalmente em campos e margens de rios e lagos; ao longo dos últimos quarenta anos teve sua distribuição ampliada até a Amazônia, em áreas de pastagem e perda das florestas nativas (Guimarães et al. 2016). Apesar da expansão da distribuição ter ocorrido em virtude de fatores associados à ação humana (perda de habitat, mudanças climáticas), a espécie não se enquadra como espécie exótica invasora pois não teve a ampliação da sua distribuição associado a nenhum vetor de dispersão relacionado à ação humana. Trata-se, portanto, de espécie nativa com distribuição natural ampliada.

Outros grupos que não são espécies exóticas invasoras segundo a definição adotada neste relatório são: i) as espécies de origem biogeográfica desconhecida ou incerta, chamadas de criptogênicas – como exemplo temos a craca *Amphibalanus eburneus* (Casares et al. 2021), com distribuição cosmopolita e frequentemente encontrada em substratos artificiais na costa do Brasil do Rio Grande do Norte até Santa Catarina; ii) organismos geneticamente modificados e; iii) patógenos e parasitas que não afetam espécies silvestres nativas.

1.2.2. Migrações humanas, Grandes Navegações e invasões europeias

A movimentação dos seres vivos pela ação do ser humano tem sido a fonte mais importante de alterações na distribuição natural de espécies desde o Pleistoceno (Cox et al 2000). Espécies têm sido introduzidas em novos territórios desde as primeiras ondas de migração e deslocamento humano, quando os povos transportavam espécies de uma região a outra, tendo se intensificado com o surgimento das práticas agrícolas e domesticação de animais. Nas Américas, a introdução de espécies exóticas de forma intencional ou não intencional tem como marco temporal as Grandes Navegações e invasões europeias, a partir da segunda metade do século XV, consideradas como uma forma sem precedentes de mudança global rumo aos fortes impactos ecológicos (Ricciardi 2007). Desde então, foram registradas diversas espécies que se ajustaram e se incorporaram a costumes regionais e às comunidades biológicas sem, no entanto, terem seus impactos documentados de forma científica, diferentemente daquelas que se tornaram mais problemáticas, como o mosquito-da-dengue (*Aedes aegypti*).

As primeiras tentativas de invasão europeia ao longo da costa do Brasil foram marcadas pela introdução de espécies animais e vegetais que não ocorriam em território americano e que se estabeleceram, muitas vezes suplantando espécies nativas em número e em área ocupada, alterando drasticamente a paisagem (Dean 1991, Dean 1996). Apesar de não haver uma estimativa quanto ao número de espécies introduzidas em território brasileiro no período das Grandes Navegações e invasões europeias, podemos citar alguns exemplos de espécies introduzidas e que são consideradas invasoras atualmente.

Entre as plantas, podemos citar o tojo (*Ulex europaeus*, nativo da Europa), introduzida intencionalmente pelos portugueses para o uso como cerca-viva, e o dendezeiro (*Elaeis guineensis*, nativo de florestas tropicais da costa oeste da África, costa da Guiné), cuja introdução ocorreu no Brasil no século XVII, provavelmente feita por pessoas escravizadas originárias do continente africano (Leão et al. 2011). Entre as espécies animais, os exemplos mais conhecidos são: o mosquito-da-dengue introduzido de forma não intencional por meio dos navios negreiros (Leão et al. 2011); o pombo-doméstico (*Columba livia*, nativo da Europa, norte da África e sudoeste da Ásia) introduzido intencionalmente no Brasil no século XVI como ave doméstica (Sick 1997); e o rato-marrom ou ratazana (*Rattus norvegicus*, nativo do

nordeste da China), introduzido acidentalmente em diversos países através dos navios europeus durante as expedições exploratórias. No Brasil, supostamente chegou com os primeiros invasores europeus (Leão et al. 2011).

Para além da introdução de novas espécies de animais e plantas, um elevado número de microrganismos (fungos, vírus, bactérias) atravessaram o oceano Atlântico. Tais microrganismos acarretaram uma grande catástrofe para os grupos indígenas já há milênios instalados no continente. A enorme e rápida queda da população indígena ocasionada pelas novas doenças trazidas pelos invasores europeus, escravização e guerras por posse de terras, deve ter acarretado modificações ambientais em larga escala (Mega et al. 2015). O sucesso dos europeus nas regiões onde eles conseguiram implantar suas colônias foi favorecido devido à rápida e fácil reprodução de suas plantas, animais e parasitas, que colonizavam os ecossistemas invadidos mais efetivamente do que os próprios colonizadores (Dean 1991).

1.2.3. Quais os impactos provocados por espécies exóticas invasoras no Brasil?

Os impactos causados por espécies exóticas invasoras podem se dar no(s) âmbito(s) econômico, social/cultural e ambiental, e também à saúde humana. Esses impactos podem ser negativos ou positivos, sendo que, no caso do Brasil, a maior parte dos impactos registrados na literatura científica são negativos, com alguns poucos registros de impactos positivos para plantas e alguns grupos de invertebrados (para mais informações, ver capítulo 4 deste Relatório).

Dentre os impactos negativos provocados por espécies exóticas invasoras, podem ser citados a perda da biodiversidade (como no caso da gramínea *Urochloa arrecta*, planta de origem africana que quando estabelecida no ambiente aquático diminui a riqueza de plantas aquáticas nativas no local), prejuízos econômicos (como os provocados pelo mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*), com efeito direto na produção de energia e na piscicultura), e/ou chegada de novas doenças (como diversos patógenos e parasitas introduzidos juntamente com o javali (*Sus scrofa*) e que são uma ameaça à saúde humana e animal).

Mas, em algumas situações, impactos positivos podem ser identificados também. Espécies introduzidas para fins específicos podem trazer benefícios econômicos locais, como é o caso da árvore algaroba (*Prosopis juliflora*) na região Nordeste, em virtude do seu uso como espécie forrageira. Entretanto, à medida que o tempo passa, pode haver um aumento de custos relacionados à contenção da expansão e do aumento de abundância da espécie tanto em áreas de produção quanto em áreas naturais, impactando negativamente outros recursos naturais, como por exemplo o suprimento de água nas regiões áridas onde é invasora (Linders et al. 2020). Na silvicultura (por exemplo, pinheiros-americanos do gênero *Pinus*) e na aquicultura (ex: tilápia), há exemplos de impactos econômicos positivos, mas são situações de uso de espécie exótica invasora que exigem medidas de manejo adequadas de

modo que os impactos negativos não aconteçam. Além disso, enquanto impactos positivos estão relacionados aos benefícios econômicos de alguns grupos ou setores específicos, impactos ambientais e sociais negativos são compartilhados por todos. Dessa forma, para a utilização de uma espécie exótica invasora, uma análise de custo-benefício com visão sustentável de longo prazo deve ser sempre adotada de modo que se possa avaliar os impactos provocados por essas espécies de maneira holística e sistêmica (Linders et al. 2020).

Espécies exóticas invasoras também causam gastos consideráveis aos países, os quais têm sido recentemente reportados para diferentes países e regiões, incluindo a América Central e a América do Sul (Heringer et al. 2021). Um estudo recente estima que o custo de invasões biológicas no Brasil foi de pelo menos 105,53 bilhões de dólares ao longo de 35 anos (1984-2019) (Adelino et al. 2021). A maior parte deste valor foi destinada a danos e perdas causadas por espécies exóticas invasoras e menos de 2% desse valor foram investidos em manejo.

1.2.4. Número de espécies exóticas invasoras no Brasil

Há atualmente 208 plantas e algas exóticas invasoras e 268 animais exóticos com registro de invasão biológica no Brasil (Instituto Hórus 2022) – maiores detalhes no capítulo 2 deste Relatório. É importante ressaltar que o número de espécies exóticas invasoras é dinâmico, estando em contínuo processo de atualização, tanto porque espécies introduzidas há mais tempo podem expressar seu potencial invasor nas áreas onde foram introduzidas ou em novas áreas (ver etapas do processo de invasão – item 1.3), quanto também porque o número de espécies introduzidas segue aumentando para muitos grupos biológicos. Por exemplo, para peixes de águas continentais, o número de introduções segue crescente em diversas bacias hidrográficas brasileiras, podendo chegar a mais de uma centena de espécies (Garcia et al. 2018, 2021). Outro fator que deve ser considerado é a dificuldade de diagnóstico tanto da introdução quanto do estabelecimento de espécies exóticas para alguns grupos biológicos, como os microrganismos, e para alguns tipos de ecossistemas, como os marinhos.

1.3. O processo de invasão biológica

1.3.1. As etapas do processo de invasão biológica

A literatura científica inclui vários termos para designar espécies que foram transportadas para locais fora da sua área de origem ou área de distribuição natural. Alguns destes termos estão associados a uma etapa específica de uma sequência de etapas que descrevem o que pode ser considerado o processo de invasão biológica. É muito importante reconhecer a invasão biológica como um processo que inclui sequencialmente o transporte, a introdução, o estabelecimento, a expansão e a persistência de populações de uma espécie introduzida (Lockwood et al. 2013, Figura 1.4).

A estrutura proposta por Blackburn et al. (2011) fornece uma terminologia e categorização para populações em diferentes pontos dessa cadeia de etapas. Em cada etapa do processo de invasão existem barreiras que precisam ser superadas para uma espécie ou população passar para a próxima fase. Espécies podem falhar em se tornar invasoras porque não ultrapassam qualquer uma das barreiras em qualquer etapa do processo. Vamos nos basear nessa estrutura de forma simplificada para descrever o processo de invasão (Figura 1.4).

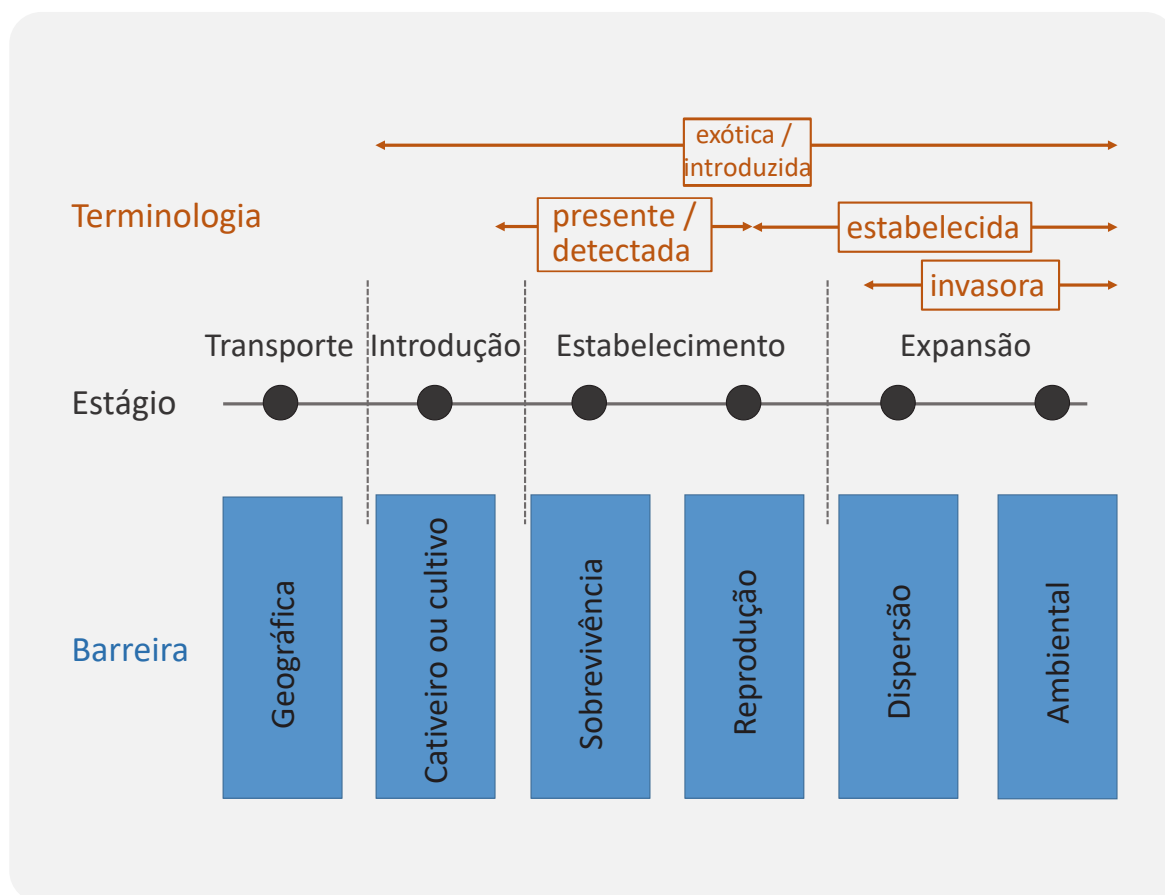


Figura 1.4 - Estrutura unificada do processo de invasão biológica (modificada de Blackburn et al. 2011).

A introdução consiste na fase em que ocorre a superação de barreiras naturais que anteriormente restringiam a espécie à sua distribuição original. Assim, a espécie é retirada de seu ambiente original (ou de área onde já se encontra introduzida), é transportada e introduzida no novo ambiente. Tais introduções podem ser intencionais, que ocorrem quando o organismo é solto deliberadamente, ou não intencionais, quando ocorre escape para o ambiente. A primeira dessas barreiras é simplesmente o obstáculo representado por barreiras físicas ou geográficas. Geralmente a distribuição natural de uma espécie é determinada por barreiras físicas que limitam o seu movimento para além de seus limites naturais. O transporte realizado por atividades humanas é o primeiro passo para que essas barreiras naturais sejam transpostas (Figura 1.4 – Barreira geográfica), e as espécies que ultrapassam a primeira etapa são chamadas de exóticas ou introduzidas.

A partir da introdução, a espécie pode ser inicialmente contida em cativeiro ou em cultivo (Figura 1.4). Nesse caso, medidas de contenção estão em vigor e a chegada no ambiente não ocorre. Entretanto, pode ocorrer um escape dessa condição de cativeiro e a espécie é liberada no ambiente. Uma espécie pode ser também liberada de forma não intencional diretamente no novo ambiente, como por exemplo, uma espécie que é transportada no casco de um navio. Nesses dois últimos casos, as espécies são chamadas de presentes ou detectadas, mas as próximas barreiras que estão ligadas à sobrevivência e reprodução vão determinar o estabelecimento ou não da espécie no ambiente. A espécie pode não sobreviver por um período significativo. Por outro lado, pode sobreviver por um período, mas não conseguir se reproduzir. Também pode ocorrer da espécie reproduzir, mas a população não se sustentar. Finalmente existem casos de espécies cujos indivíduos se reproduzem e mantêm uma população autossustentável, mas vários ciclos reprodutivos são necessários para que ocorra o estabelecimento de uma população viável. Nessa etapa do processo de invasão, a espécie é considerada estabelecida (Figura 1.4 – Barreira de estabelecimento). Algumas espécies não ultrapassam esse ponto no processo de invasão e não conseguem estabelecer populações viáveis de imediato; mas é importante destacar que à medida que o ambiente muda e espécies detectadas conseguem lidar com condições locais, a barreira de estabelecimento pode ser ultrapassada.

Ainda, cabe ressaltar que o fracasso de uma população de determinada espécie em se estabelecer em um determinado local não exclui a possibilidade de que uma introdução posterior da mesma espécie naquele local possa resultar em sucesso no processo de estabelecimento. As falhas em ultrapassar essas barreiras podem estar relacionadas a diversos fatores ligados à espécie ou ao ambiente onde ela se encontra (Pyšek & Richardson 2010). Por exemplo, se as características biológicas da espécie introduzida são compatíveis com as condições do novo ambiente e, principalmente, se ela será capaz de reproduzir e como serão as taxas reprodutivas. Muitas vezes o ambiente pode se tornar adequado sob determinadas condições que ocorrem apenas esporadicamente o que configura uma “janela de invasão”. A habilidade de uma espécie de vencer as barreiras pode ser também afetada pela interação com a biota residente na comunidade local. Essas interações podem ser negativas ou positivas, facilitando, limitando ou mesmo impedindo o estabelecimento da espécie. Também é um fator importante a correspondência climática entre a região nativa e a região de introdução (Pyšek & Richardson 2010) – ou seja, quanto maior a similaridade climática, maior a chance de estabelecimento da espécie introduzida.

No caso das introduções não intencionais, efeitos estocásticos relacionados aos esforços de introdução, como a pressão de propágulos, também vão influenciar no sucesso ou fracasso da invasão. De maneira geral, a pressão de propágulos representa dois componentes: o número de vezes em que a espécie foi introduzida (número de propágulos) e o número de indivíduos presentes em cada introdução (tamanho do propágulo) [Williamson & Griffiths 1996 (este assunto é detalhado na

seção 1.4)]. Se a pressão de propágulos é alta, mesmo comunidades resistentes à invasão podem ser invadidas. Ainda sabemos pouco sobre a proporção de invasões que falham e porque falham (Crooks & Rilov 2009).

A próxima etapa do processo de invasão é chamada de expansão (Figura 1.4). Inicialmente a espécie apresenta uma população autossustentável, sobrevivendo a uma distância significativa em relação ao ponto de introdução. Depois, a espécie passa a reproduzir e se expandir até se tornar uma população invasora, com indivíduos se reproduzindo em vários locais em um maior espectro de habitats e expandindo cada vez mais a sua área de ocorrência. A partir deste momento a espécie é chamada de invasora.

A dispersão pode ocorrer a partir de um único local de introdução e a expansão ocorre gradualmente com o aumento de sua área de ocorrência. Além disso, a dispersão também pode ocorrer de modo estratificado. A dispersão estratificada se dá por uma população primária de uma espécie exótica invasora que está se expandindo (Lockwood et al. 2013). Alguns indivíduos desta população primária conseguem se dispersar e estabelecer para fora dos limites desta, estabelecendo então uma nova população satélite. Ambas as populações primárias e satélite(s) podem então se expandir de maneira independente. Fatores como presença de barreiras, condições ambientais e capacidade de locomoção do organismo exótico interferem na velocidade com a qual a espécie irá se dispersar. Nessa etapa de expansão a população enfrenta múltiplas barreiras. Durante essa fase a população pode passar por ciclos de explosão (“boom”) e redução/retração (“bust”) (Blackburn et al. 2011).

Embora a própria CDB e a IUCN definam espécies invasoras como aquelas que causam impacto à economia, ao meio ambiente ou à saúde, a estrutura proposta por Blackburn et al. (2011) não inclui impactos, já que admite que algumas espécies podem causar impacto no novo ambiente mesmo que suas populações não estejam estabelecidas. A ausência de impactos geralmente denota ausência de evidências já que impactos são difíceis de serem avaliados (Blackburn et al. 2011). Além disso, a definição proposta depende apenas de evidências empíricas de que a espécie está se dispersando além do seu ponto inicial de estabelecimento, evitando a avaliação de impactos para definir a espécie como invasora (Lockwood et al. 2013).

Embora processos de avaliação de risco que considerem as características das espécies, o histórico de invasões em outros locais e correspondência climática entre região nativa e de introdução possam auxiliar na previsão de uma espécie introduzida tornar-se invasora, isto não é totalmente previsível; por isso toda espécie introduzida é quase sempre um motivo de preocupação. Muitas espécies

invasoras em uma determinada região podem não ser inicialmente reconhecidas como tal em novas regiões. Outra questão importante que pode ocorrer é o atraso prolongado (período de latência), observado algumas vezes entre o estabelecimento inicial e a expansão da população (Rilov et al. 2004, Crooks 2005). O tempo de latência compreende o período entre o estabelecimento da população inicial até a dispersão da espécie exótica invasora para novas áreas. Esse período pode ser variável, de acordo com a espécie introduzida e as condições ambientais, podendo ser longo, durando muitas décadas, ou curto, durando apenas algumas gerações. Por exemplo, o histórico de introdução de coníferas em regiões do Hemisfério Sul (África do Sul, Nova Zelândia, Nova Caledônia e América do Sul) sugere que houve um período de latência de 20 a 30 anos após plantios consideráveis para que o processo de invasão ocorresse (Simberloff et al. 2010).

1.3.2. Vias e vetores de introdução e disseminação de espécies exóticas invasoras

Há três mecanismos principais pelos quais espécies exóticas invasoras podem ser introduzidas em um novo ambiente para fora de sua área de ocorrência natural: através da importação de um bem consumível; pela chegada não intencional associada a um vetor de dispersão; e/ou pelo avanço da invasão em um local onde a espécie foi previamente introduzida - por exemplo, quando a espécie previamente introduzida por ação humana em uma região se dispersa para uma nova região próxima onde também não é nativa (Figura 1.5) (Hulme et al. 2008). Identificar as vias e vetores de introdução de espécies é importante tanto para que sejam adotadas medidas preventivas contra a introdução de espécies quanto para a posterior identificação das partes interessadas responsáveis pelo manejo de espécies introduzidas.

Há seis vias principais de introdução relacionadas a estes três mecanismos (ver Figura 1.5 para definições e exemplos): (1) liberação: refere-se à introdução intencional majoritariamente de um bem consumível; (2) escape: refere-se a situações em que o bem consumível introduzido intencionalmente se expande de maneira não intencional; (3) contaminante: espécie introduzida de maneira não intencional junto com o bem consumível em questão; (4) clandestina: espécies são introduzidas por um (ou vários) meios de dispersão de maneira não intencional e não relacionadas a um bem consumível específico; (5) dispersão por corredor de invasão: refere-se a uma introdução causada pela interligação entre áreas previamente não conectadas após a construção de infraestruturas de transporte; e (6) dispersão sem ajuda: ocorre quando uma espécie exótica invasora introduzida por ação humana em determinada região se dispersa para outra região em que também é exótica invasora sem interferência humana direta ou indireta.



Figura 1.5 - Esquema adaptado de Hulme et al. (2008) para categorizar as vias de introdução de espécies exóticas.

Em relação às principais vias e vetores mundiais de introdução de espécies para cada tipo de ambiente, os corredores estão mais associados aos ambientes aquáticos do que ambientes terrestres, destacando a importância das redes fluviais no movimento dessas espécies. Após os corredores, no ambiente aquático para invertebrados, as principais vias são a liberação e o transporte clandestino e, para plantas aquáticas, escape e liberação (Hulme et al. 2008). No ambiente terrestre, a principal via para plantas e vertebrados é o escape, enquanto para invertebrados, algas e fungos são predominantes as vias contaminante e clandestina (Saul et al. 2017). Em síntese, o padrão de introdução de plantas e vertebrados exóticos invasores está mais associado a um processo intencional do que os demais grupos, que têm uma via de invasão predominantemente não intencional.

1.4. Fatores-chave em processos de invasão biológica

Um grande desafio no estudo de invasões biológicas é entender porque algumas espécies exóticas conseguem se estabelecer e se expandir em novas áreas, enquanto outras não. Sabe-se que a dinâmica de invasões biológicas, sua extensão e seus impactos são afetados por três fatores principais: o potencial de invasão das espécies, a suscetibilidade à invasão dos ambientes e a pressão de propágulos (Figura 1.6). A avaliação conjunta desses três aspectos é essencial para uma melhor compreensão das etapas da invasão biológica e para a identificação de espécies exóticas invasoras que sejam prioritárias para manejo (Redding et al. 2019).

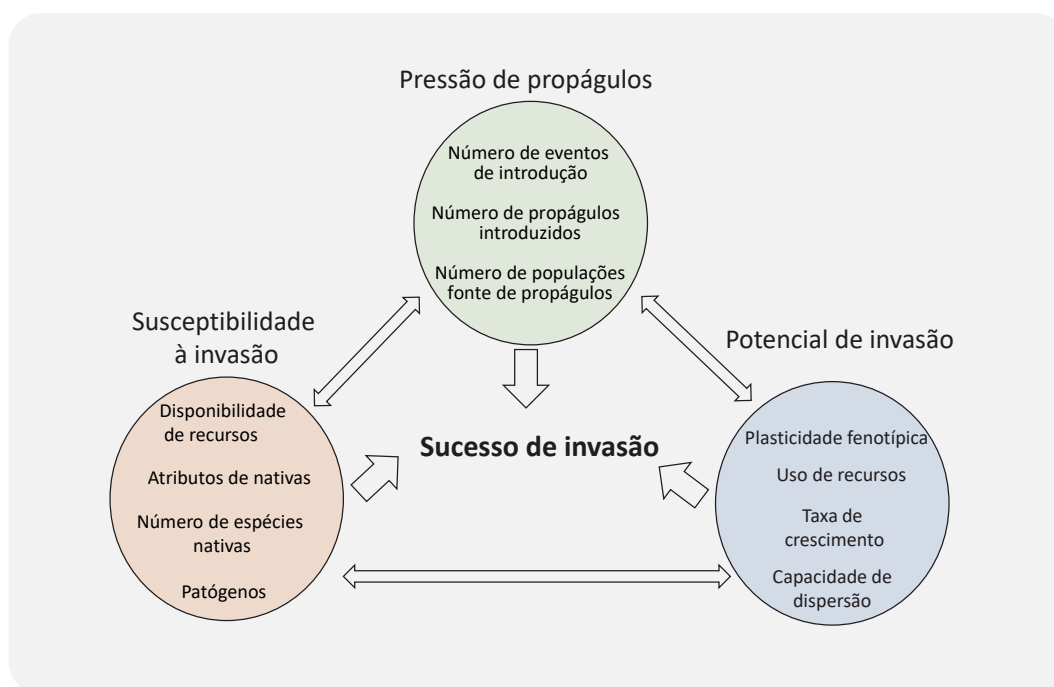


Figura 1.6 - Representação dos três principais grupos de fatores chave para o sucesso de espécies exóticas invasoras.

1.4.1. Potencial de invasão de espécies (características biológicas de espécies introduzidas)

O potencial de invasão (*invasiveness* em inglês) consiste na capacidade de uma espécie exótica invadir novas áreas, e é determinado por características biológicas da espécie. Desta forma, as espécies podem ser classificadas de acordo com um gradiente que varia do menor ao maior potencial de invasão. Identificar conjuntos de características recorrentes em espécies exóticas que determinam esse potencial de invasão tem sido um dos principais objetivos de estudos de invasões biológicas. Em geral, características que conferem alta habilidade competitiva e capacidade de reprodução têm sido associadas com maior sucesso de invasão. Características relacionadas com alta capacidade de crescimento (ex: altas taxas fotossintéticas, altura), uso dos recursos (ex: elevada área foliar específica) e reprodução (grande produção de sementes, formação de bancos de sementes persistentes, clonalidade) são recorrentes entre espécies de plantas invasoras (Penuelas et al. 2009, Van Kleunen et al. 2010, Gioria et al. 2021). Por exemplo, o grande sucesso da árvore invasora leucena (*Leucaena leucocephala*) no Brasil e em outros continentes tem sido associado a seu crescimento rápido, uso eficiente de recursos, grande produção de sementes e capacidade de formar bancos de sementes (Wolfe & Van Bloem 2012, Marques et al. 2014). Entretanto, os fatores que determinam esse potencial de invasão podem ser altamente variáveis, dependendo por exemplo de interações de atributos com características bióticas e abióticas do ambiente invadido (Küster et al. 2008, Leffler et al. 2014, Henn et al. 2019, Milanović et al. 2020).

No ambiente marinho, as espécies conhecidas popularmente como coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*) apresentam várias das características descritas acima, e por isso apresentam um grande potencial de invasão. São espécies com alto grau de clonalidade (Capel et al. 2017), com diferentes tipos de estratégias reprodutivas e de dispersão local (Capel et al. 2014) e elevado potencial reprodutivo (produzem grande quantidade de larvas). Apresentam capacidade de se estabelecer e desenvolver em condições ambientais adversas e variáveis (são encontrados, por exemplo, em fendas nas rochas, áreas com baixa luminosidade, em substratos artificiais, e tolerando temperaturas da água que variam de 12 a 30°C), além de altas taxas de crescimento (cerca de três a quatro vezes maiores do que a observada para os corais nativos da costa brasileira) (Creed et al. 2017).

Já em ambientes de águas continentais, as tilápias são peixes exóticos invasores que apresentam hábito alimentar generalista e amplo nicho trófico, desovam mais de uma vez durante o mesmo período reprodutivo, e apresentam cuidado parental (cuidado com a prole durante alguma fase inicial de vida, podendo ser desde ovos até larvas/juvenis), dessa forma apresentando maiores chances de sucesso na invasão (Garcia et al. 2019a, 2019b).

A capacidade de alterar suas características em resposta a fatores ambientais, denominada plasticidade fenotípica (Sultan 2000), tende a favorecer a capacidade de espécies exóticas se estabelecerem e responderem a alterações ambientais, tais como mudanças climáticas (Chown et al. 2007) e aquelas geradas pela construção de reservatórios para abastecimento de água e geração de energia (Havel et al. 2005, Johnson et al. 2008). Consistente com essas expectativas, espécies de plantas exóticas invasoras muitas vezes apresentam maior plasticidade fenotípica em relação a espécies exóticas não-invasoras (Funk 2008, Davidson et al. 2011), embora essas diferenças não tenham sido encontradas em outros estudos (Godoy et al. 2011, Van Kleunen et al. 2011), ou se manifestaram sob condições específicas (e.g., alta disponibilidade de recursos) (Davidson et al. 2011). Em outros tipos de organismos, mudanças de comportamento, dieta e em características da história de vida têm sido associadas ao sucesso de várias espécies de animais invasores (Valiente et al. 2010, Wright et al. 2010, Ord & Hundt 2020).

1.4.2. Suscetibilidade do ambiente à invasão biológica (fatores abióticos, interações bióticas)

A suscetibilidade à invasão (*invasibility* em inglês) é uma propriedade do ambiente receptor e envolve a presença de atributos que determinam sua vulnerabilidade a invasões, como por exemplo a diversidade de espécies e o grau de distúrbios. Considerando que características associadas com aquisição eficiente dos recursos favorecem várias espécies de plantas invasoras, espera-se que ambientes com alta disponibilidade de recursos sejam mais suscetíveis a invasões (Daehler 2003). Essa suscetibilidade tende a ser ainda maior em ambientes em que essa dispo-

bilidade de recursos está mais sujeita a flutuações ao longo do tempo (Davis et al. 2000), tais como áreas sujeitas a perturbações que causam pulsos de enriquecimento (e.g., fogo em ambientes terrestres e descarga de efluentes em ambientes aquáticos) (Lake & Leishman 2004, Alba et al. 2015).

Alterações físicas nos ambientes invadidos devido a distúrbios e desastres naturais também podem favorecer o sucesso de espécies invasoras (Murphy et al. 2008, Ceccherelli et al. 2014). Por exemplo, alta pressão de pastagem e aragem do solo favoreceram o sucesso de invasão por *Eragrostis plana* (capim-annoni) em campos no sul do Brasil (Baggio & Hillis 2018). Dentre os habitats impactados por atividades humanas, os reservatórios são reconhecidos por facilitarem o estabelecimento e sucesso na invasão por espécies exóticas (Havel et al. 2005, Johnson et al. 2008). No Brasil, os maiores rios da bacia do alto rio Paraná tiveram seus leitos e trechos lóticos transformados em ambientes lênticos para a formação de reservatórios hidrelétricos. Os peixes amazônicos tucunarésharo e as tilápias africanas (*Oreochromis niloticus* e *Coptodon rendalli*), por exemplo, se adaptaram muito bem às águas lênticas de reservatórios do Sudeste e do Sul (Agostinho et al. 2007).

Embora alguns atributos de espécies exóticas muitas vezes favoreçam o sucesso de invasão, essa contribuição tende a depender da distinção dessas características em relação à comunidade nativa (Galan Díaz et al. 2021). Por um lado, espécies exóticas invasoras com características similares a espécies nativas podem ser favorecidas em ambientes com baixa disponibilidade de recursos, o que limita o conjunto de características que propiciam sucesso de invasão (Drenovsky et al. 2012). Por outro lado, espécies exóticas invasoras com características distintas das espécies nativas podem ser favorecidas por usufruírem de recursos não utilizados por espécies nativas (Ordonez et al. 2010, Mathakutha et al. 2019, Galán Díaz et al. 2021). Essa segunda expectativa está diretamente relacionada à hipótese de que comunidades mais diversas tenderiam a ocupar de forma mais completa os nichos disponíveis e assim oferecer menos oportunidade ao estabelecimento para espécies exóticas (Elton 1958 – hipótese de resistência biótica). Essa hipótese foi confirmada por diversos estudos experimentais, mas frequentemente não é corroborada em escalas maiores (Fridley et al. 2007, Peng et al. 2019, Beaury et al. 2020).

A resistência dos ecossistemas à invasão por espécies exóticas também pode ser influenciada pela presença de inimigos naturais (Callaway et al. 2013, Zhang et al. 2020). A hipótese de liberação de inimigos naturais prevê que em áreas em que espécies exóticas são introduzidas há uma redução na capacidade de regulação por inimigos naturais especialistas (e.g. herbívoros, patógenos, predadores) em relação ao ambiente nativo, o que pode contribuir para o sucesso de invasão (Keane & Crawley 2002). Entretanto, há poucas evidências concretas da liberação de herbívoros como fator chave para o sucesso de espécies invasoras, possivelmente

por dificuldades metodológicas e diferenças na importância da regulação por inimigos naturais no ambiente nativo e invadido (Maron & Vilà 2001, Colautti et al. 2004, Liu et al. 2007, Meijer et al. 2016). Por outro lado, tem sido proposto que a introdução de herbívoros exóticos também pode favorecer o sucesso de plantas invasoras em detrimento de espécies nativas (Holmgren 2002). Além disso, tem sido sugerido que uma vantagem inicial da liberação de patógenos para o sucesso de plantas exóticas invasoras pode diminuir com o tempo devido a um processo natural de acúmulo de patógenos (Flory & Clay 2013, Stricker et al. 2016). No Brasil, poucos estudos investigaram a importância da liberação de inimigos naturais em invasões biológicas. Por exemplo, Paula et al. (2021) não encontraram diferenças na presença de parasitóides entre espécies de besouros nativos e uma espécie de besouro herbívoro exótico, a joaninha-asiática (*Harmonia axyridis*) que tem afetado culturas agrícolas.

1.4.3. Pressão de propágulos

Em termos gerais, a pressão de propágulos se refere ao número total de indivíduos introduzidos em uma determinada localidade (Williamson & Griffiths 1996). Este número depende da quantidade de eventos de introdução (número de propágulos) e do número de indivíduos presentes em cada evento (tamanho do propágulo). Um componente comumente negligenciado da pressão de propágulos é a diversidade de propágulos, que se refere ao número de populações de origem dos propágulos, o que pode aumentar a variabilidade genética e diminuir os efeitos fundador e de gargalo genético (Lockwood et al. 2005). Sendo assim, a pressão de propágulos é função destes três componentes, e sua estimativa envolve o conhecimento das vias e vetores, além do histórico de introdução da espécie.

Por uma simples questão de probabilidade, quanto maior o número de propágulos transportados, maior a chance do estabelecimento da espécie no novo local (Blackburn et al. 2015). É importante diferenciarmos aqui a pressão de propágulos da dispersão local de propágulos a partir da introdução. A pressão de propágulos depende de um vetor associado a uma atividade humana que transporta os propágulos para uma área onde a espécie não seria capaz de se dispersar naturalmente. Por outro lado, uma vez estabelecida em um novo local, a espécie exótica pode se dispersar através de meios naturais (produção de formas dispersivas como sementes, frutos, ovos e larvas, ou indivíduos jovens/adultos, no caso de espécies móveis). Essa dispersão natural ocorre em escalas mais locais, apesar de que alguns eventos de dispersão podem também ser observados em maior escala.

Altas pressões de propágulos contribuem também para contrabalançar os problemas enfrentados por populações de pequeno tamanho, muito estudados pela ecologia e genética de populações. Populações de tamanho reduzido sofrem com

eventos demográficos e ambientais estocásticos como: i) flutuações populacionais aleatórias que podem levar a extinções locais (Lande 1993); ii) taxas de crescimento populacional negativas ou muito baixas - o chamado Efeito Allee (Stephens et al. 1999); e iii) baixa diversidade genética e consequente alta probabilidade de endogamia e mortalidade associada à depressão por endogamia (Luque et al. 2016). Neste sentido, elevadas pressões de propágulos, seja por um grande número de propágulos transportados em cada evento ou por repetidos eventos de introdução (múltiplas introduções), garantem populações de maior tamanho na área de introdução e frequentemente uma diversidade genética relativamente alta (principalmente no caso de múltiplas introduções), contribuindo em grande medida para o estabelecimento das espécies, a expansão das populações estabelecidas e o consequente sucesso das invasões. Ainda, um maior número de eventos de introdução resulta em uma maior probabilidade de que um deles coincida com condições ambientais adequadas (Davis et al. 2000).

Especificamente, as múltiplas introduções podem ter um papel definitivo para que espécies exóticas em período de latência (ou seja, espécies cujas populações ainda não cresceram numericamente nem se expandiram geograficamente na localidade invadida) consigam se estabelecer e aumentar sua distribuição no novo território, mesmo em casos de espécies com potencial de invasão intermediário ou de ecossistemas com menor suscetibilidade à invasão. Há estudos que demonstram que a pressão de propágulos pode ter um papel mais determinante no sucesso das invasões biológicas do que o potencial de invasão ou a suscetibilidade à invasão (Holle & Simberloff 2005). Por outro lado, há também estudos que mostram a interação entre fatores determinantes, ilustrando que sua importância relativa pode depender do contexto ou das condições ambientais em questão (por exemplo, Saccaggi et al. 2021). Assim, estratégias de manejo com foco no controle de vetores que transportam espécies exóticas tem um papel chave na redução da pressão de propágulos e são, portanto, fundamentais para o combate às invasões biológicas.

Em ambientes terrestres brasileiros, um maior número de indivíduos plantados e de populações-fonte (isto é, maior diversidade genética) foram associados com maior sucesso de invasão por espécies exóticas de pinheiros (*Pinus* spp) (Zenni & Simberloff 2013). No ambiente marinho, o constante movimento de plataformas de óleo e gás com a presença de coral-sol tem acarretado a ocorrência de múltiplas introduções destas espécies na costa brasileira, contribuindo para o sucesso e extensão das invasões e dificultando seu manejo (Capel et al. 2019). A pressão de propágulos é também um fator potencialmente relevante para a transmissão de patógenos que causam graves efeitos na saúde humana. Uma série de estudos encontraram evidências da importância das múltiplas introduções do vírus SARS-CoV-2 para sua rápida disseminação e aumento de casos de Covid-19 no país (Nascimento et al. 2020, Paiva et al. 2020, Xavier et al. 2020).

1.5. Complexidade e desafios

1.5.1. A curva de invasão e desafios para o manejo

O manejo de espécies exóticas invasoras pode ser definido como uma série de estratégias as quais têm relação com as diferentes etapas do processo de invasão biológica, incluindo medidas de prevenção e controle. Medidas preventivas são aquelas implementadas de modo a evitar a chegada de espécies exóticas com potencial invasor. Medidas preventivas também incluem regulamentações, manuais de melhores práticas e códigos de conduta voluntários para minimizar o risco de escape, estabelecimento e expansão de espécies usadas para produção e outros usos. Caso as espécies sejam introduzidas, um sistema de detecção precoce e resposta rápida possibilita a detecção de indivíduos isolados e/ou populações pequenas, o que possibilita a efetividade de uma ação de erradicação. Caso a espécie se disperse para novas áreas e estabeleça populações autossustentáveis além do ponto de introdução, iniciativas de controle para conter a expansão e/ou diminuir a densidade de indivíduos podem ser colocadas em prática. À medida que o processo de invasão avança, os custos relacionados ao manejo e aos impactos negativos provocados também aumentam.

Com base nisso e no Princípio da Precaução, medidas preventivas devem ser priorizadas em detrimento de medidas de controle de longo prazo e de alto custo. O Princípio da Precaução postula que “quando uma atividade representa ameaças de danos à saúde humana ou ao ambiente, medidas de precaução devem ser tomadas, mesmo que não haja evidências científicas de algumas relações de causa e efeito”. É uma abordagem conservadora adotada por diversas Convenções e Acordos Internacionais relacionados à conservação ambiental, incluindo a CDB, com o intuito de antever possíveis danos futuros e atuar rapidamente para que se previnam efeitos nocivos.

A figura 1.7 ilustra a curva conhecida como curva de invasão, que descreve a expansão de uma espécie exótica invasora (representada pelo tamanho da área invadida ao longo do tempo), dividida em quatro etapas, com as respectivas estratégias de manejo associadas e seus custos. Em termos gerais, a figura ilustra que à medida que a espécie expande seu território ao longo do tempo, a erradicação se torna mais difícil e os custos de controle aumentam. A prevenção é a estratégia mais eficiente e menos custosa, seguida pela erradicação. Se uma espécie invasora não é rapidamente detectada e removida, são necessários grandes esforços de controle e mitigação de impactos a longo prazo. Entretanto, é importante deixar claro que as medidas de manejo associadas a cada etapa do processo de invasão não são exclusivas, mas as inicialmente mais adequadas. Destaca-se isso para que a figura não leve à conclusão de que, por exemplo, a erradicação só é possível no início do processo de invasão, ou ainda que a prevenção seja exclusivamente válida quando feita anteriormente à introdução. Projetos de erradicação podem

ser destinados a espécies que já ultrapassaram as etapas do processo de invasão, desde que bem planejados e com recursos garantidos, assim como medidas preventivas podem ser tomadas para se evitar o aumento da disseminação das espécies em escala local/regional. Maiores informações sobre ferramentas de manejo a serem utilizadas em cada uma das etapas podem ser encontradas no Capítulo 5 deste Relatório.

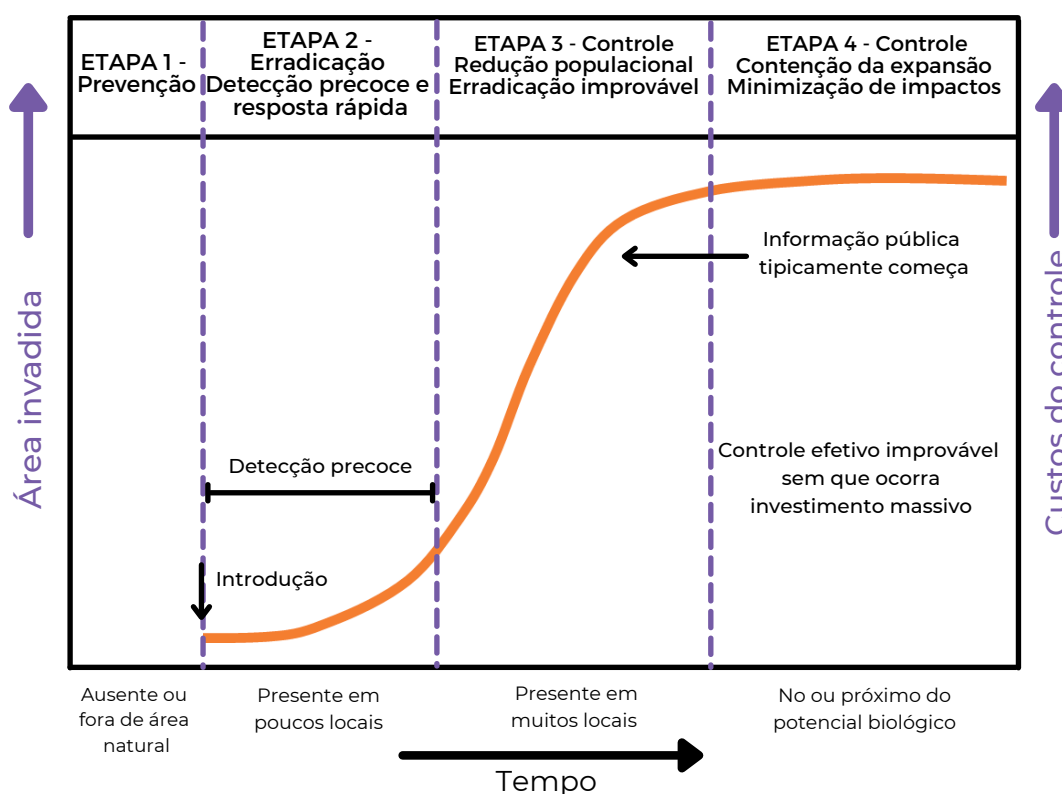


Figura 1.7 - Curva de invasão biológica, na qual estão representadas as diferentes etapas do processo de invasão à medida que o tempo passa, a extensão da área ocupada pela espécie exótica invasora, os custos estimados para controle à medida que o processo avança, e as medidas de manejo necessárias em cada uma das etapas descritas no texto. Adaptado de Invasive Plants and Animals Policy Framework, State of Victoria, Department of Primary Industries, 2010.

É importante mencionar que essas etapas e as respostas associadas podem ser combinadas e aplicadas em diferentes escalas geográficas, indo desde o contexto de uma unidade de conservação (escalas local e/ou regional) até o nível nacional. Destaca-se também que essas respostas de manejo não têm que ser necessariamente sucessivas e podem sobrepor-se - por exemplo, medidas preventivas são sempre necessárias para se evitar a invasão de novas áreas e podem ser combinadas a medidas de controle para a minimização de impactos.

Um desafio importante a ser mencionado é que espécies introduzidas podem passar por um período chamado de fase de latência a partir da introdução (ver item 1.3), o que significa que não necessariamente a espécie é capaz de sobreviver,

reproduzir, e se dispersar para novas áreas em um curto intervalo de tempo. A fase de latência pode ser explicada pela quantidade e pelas características dos indivíduos introduzidos, por interações com espécies nativas e introduzidas, dentre outros fatores atuando isoladamente ou em conjunto (Crooks 2011). Nesse sentido, destaca-se a relevância do conhecimento sobre o histórico de invasão e de impactos negativos provocados por essas espécies em outras regiões do mundo, especialmente naquelas climaticamente semelhantes à região onde essas espécies estão sendo introduzidas. Em uma visão preventiva, aquelas que apresentarem histórico de invasão em diversas regiões e/ou registros de impactos negativos provocados, devem ser priorizadas no sentido de se implementar medidas de manejo de menor custo e maior efetividade para a contenção de um futuro problema de invasão biológica. Destacamos, ainda, que mesmo espécies exóticas não estabelecidas podem causar impactos significativos à biodiversidade e, portanto, podem exigir ações de manejo (Blackburn et al. 2011).

1.5.2. Percepções, valores e interesses

Os efeitos que espécies exóticas invasoras podem ter sobre o bem-estar humano podem influenciar o uso ou rejeição dessas espécies nas culturas e meios de subsistências locais, levando a conflitos de interesse sobre a gestão de espécies exóticas invasoras (Kull et al. 2018). O conflito de interesse é frequente para as espécies que foram introduzidas intencionalmente, pois estas geralmente oferecem benefícios intrínsecos para algumas pessoas ou setores, embora possam causar efeitos negativos no meio ambiente (Shackleton et al. 2019b). É importante destacar que, no caso de espécies introduzidas intencionalmente, embora os benefícios da introdução sejam restritos a setores, empresas ou grupos sociais específicos, os custos relacionados aos prejuízos e ao manejo dessas espécies são compartilhados por toda a sociedade (Adelino et al. 2021).

O envolvimento das partes interessadas é essencial tanto para evitar, quanto para reduzir ou resolver conflitos oriundos da introdução e do manejo de espécies exóticas invasoras; ainda o planejamento e a implementação das ações requerem o engajamento de todas as partes interessadas para garantir uma governança eficaz (Shackleton et al. 2019a). As principais abordagens para lidar com os conflitos incluem a construção de aprendizagem social, de confiança entre as partes e a promoção de uma comunicação efetiva (Shackleton et al. 2019a).

Conflitos também são frequentes no caso do manejo de espécies exóticas invasoras carismáticas, muitas vezes gerando resistência da opinião pública (Jarić et al. 2020). Um exemplo é o controle populacional de saguis-de-tufo-branco e de-tufo-preto (*Callithrix jacchus* e *C. penicillata*, respectivamente), nativos da Caatinga e Cerrado das regiões nordeste e centro-oeste, e invasores nas regiões sul e sudeste do Brasil, incluindo o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, no Rio de Janeiro, onde competem e hibridizam com o sagui-da-serra-escuro (*C. aurita*), que é nativo (Nunes 2015).

A compreensão da percepção humana é um fator crucial para o desenvolvimento de estratégias efetivas de manejo e conservação da biodiversidade. Assim, compreender os principais fatores que influenciam a percepção das pessoas é importante para facilitar o diálogo e negociação entre as partes interessadas e mitigar conflitos, auxiliando a implementação do manejo e formulação de políticas focadas em espécies exóticas invasoras (Shackleton et al. 2019b). Além disso, informar e sensibilizar as pessoas contribui para aumentar o apoio público ao manejo das espécies exóticas invasoras (Novoa et al. 2017, Shackleton et al. 2019b).

1.5.3. Desafios para gestão e governança

O Brasil é signatário de diversos acordos internacionais que abordam invasões biológicas, sendo a CDB o principal deles. O artigo 8h da Convenção estabelece como compromisso dos países signatários *“Impedir que se introduzam, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies”*. Além disso, a CDB define prioridades globais e diretrizes para coleta de informações, apoia a coordenação de ações internacionais sobre espécies exóticas invasoras, apresenta orientações em Decisões (Decision VI/23). Posteriormente, a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, documento adotado na Assembleia Geral da ONU em 2015, também estabeleceu meta específica (15.8) para espécies exóticas invasoras: *“Até 2020, implementar medidas para evitar a introdução e reduzir significativamente o impacto de espécies exóticas invasoras em ecossistemas terrestres e aquáticos e controlar ou erradicar as espécies prioritárias”*. Embora a meta não tenha sido atingida, continua sendo um direcionamento internacional para implementar medidas de gestão de espécies exóticas invasoras.

No Brasil, as principais normas relacionadas a espécies exóticas invasoras são a Política Nacional de Biodiversidade (BRASIL 2002) e a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras (CONABIO 2018). A gestão de espécies exóticas invasoras em nível federal é estruturada principalmente por normas infralegais que regulamentam assuntos mais específicos, como por exemplo: o controle de uma espécie exótica invasora, como o javali (IBAMA 2013); o manejo de uma espécie em determinada tipologia de empreendimento, como o controle do mexilhão-dourado em usinas hidrelétricas (IBAMA 2015); ou de espécies que estão em determinado ambiente, como espécies aquáticas (IBAMA 1998).

Embora existam diversas leis federais que abordam questões relacionadas a espécies exóticas invasoras, como as Leis de proteção à fauna (BRASIL 1967), de proteção à vegetação nativa (BRASIL 2012) e de regulamentação das atividades pesqueiras (BRASIL 2009), não há uma lei específica sobre o tema no país. Nesse sentido, a ausência de um instrumento legal específico sobre espécies exóticas invasoras, dedicado ao tema de forma abrangente, como uma Política Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras, dificulta a implementação de ações e a alocação de recursos humanos e financeiros para tais ações, incluindo a execução de meca-

nismos de prevenção mais robustos e a realização de ações de detecção precoce e resposta rápida de forma mais eficientes.

As unidades da federação também têm diversas normativas sobre espécies exóticas invasoras. Por exemplo, o Distrito Federal (IBRAM 2018), Paraná (IAP 2015), Rio Grande do Sul (SEMA-RS, 2013), Santa Catarina (CONSEMA SC 2012) e São Paulo (CONSEMA SP 2011) possuem listas oficiais de espécies exóticas invasoras. A elaboração de listas estaduais de espécies exóticas invasoras é importante para implementar ações de prevenção e controle, principalmente, no âmbito do licenciamento e da fiscalização, além de orientar a sociedade. Uma referência importante para a construção de listas de referência nos níveis estaduais e municipais é a base de dados nacional de espécies exóticas invasoras, criada e gerenciada desde 2005 pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (Instituto Hórus 2022).

No entanto, a elaboração de uma lista nacional de invasoras que possa ser usada como referência por todos os entes ainda é uma lacuna e um grande desafio. Desde 2005, tem ocorrido esforços nesse sentido com o I Simpósio Brasileiro sobre Espécies Exóticas Invasoras, e a publicação do Informe sobre Espécies Exóticas Invasoras e a Situação Brasileira. Em 2009, foram publicados os Informes sobre Espécies Exóticas Invasoras de Águas Continentais e Marinhas e a primeira Estratégia Nacional de Espécies Exóticas Invasoras (CONABIO 2009). A Estratégia Nacional foi revisada em 2018 (CONABIO 2018) e foi elaborado um Plano de Implementação (MMA 2018), com prazo de vigência de seis anos.

A competência para gestão de espécies exóticas invasoras é distribuída entre diversos setores e instituições, por exemplo, o Ministério do Meio Ambiente é responsável pela formulação de políticas públicas relacionadas às espécies exóticas invasoras considerando os aspectos ambientais. No entanto, outros Ministérios também formulam políticas com essa interface, como o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (por exemplo, ao tratar de políticas sobre aquicultura), o Ministério da Saúde (por exemplo, ao abordar a vigilância de zoonoses), o Ministério da Infraestrutura (por exemplo, ao estabelecer políticas de transportes que podem ser vias e vetores para introduções de espécies), o Ministério de Minas e Energia (por exemplo, ao estabelecer políticas que podem acarretar em introduções de espécies) e o Ministério das Relações Exteriores (por exemplo, ao estabelecer políticas que podem facilitar a introdução de espécies). Neste sentido, uma maior integração interministerial é fundamental para uma gestão mais efetiva da problemática em escala nacional.

Na área ambiental, além da competência do Ministério do Meio Ambiente em formular as políticas públicas, as competências também estão dispersas entre instituições e diferentes setores. A detecção e o manejo de uma espécie exótica invasora em Unidades de Conservação é competência do órgão gestor (ICMBIO

no caso das federais e dos entes estaduais ou municipais). Já o IBAMA tem como competências, por exemplo, que vão desde autorizar a introdução e reintrodução de espécies exóticas de fauna e flora no país até realizar o registro e controle de herbicidas para controle de espécies exóticas invasoras e de agentes para controle biológico, dentre outros. Os órgãos estaduais de meio ambiente também têm competências diversas relacionadas ao licenciamento de atividades, à prevenção de invasões biológicas e fiscalização.

Assim, apesar do Brasil fazer parte de diversos acordos internacionais, ter um vasto arcabouço legal, e contar com diferentes instituições com alguma interface de trabalho com o tema, a legislação e as políticas são fragmentadas. São necessárias uma lei e uma unidade nacional de referência, o que é essencial para que haja coerência na formulação das leis, das políticas públicas e na execução das ações. As políticas públicas são o resultado de interrelações e interdependências entre várias instituições, grupos e indivíduos que configuram redes de influências mútuas (Machado et al. 2009). Portanto, uma instância para discussão de políticas públicas sobre o tema, como a extinta Câmara Técnica sobre Espécies Exóticas Invasoras no âmbito da Comissão Nacional da Biodiversidade, dentre outros mecanismos para ampliar a comunicação entre as diferentes instituições, é fundamental para lidar com os desafios e a complexidade das políticas referentes a espécies exóticas invasoras no país.

1.6. Temas transversais e comuns aos capítulos

Conforme disposto no item 1.1.3., aspectos distintos relacionados a espécies exóticas invasoras serão abordados com maior profundidade em cada capítulo deste Relatório. Há, entretanto, temas que serão transversais a todos os capítulos, os quais são brevemente explicitados abaixo.

1.6.1. Unidades de Conservação e Territórios de Povos e Comunidades Tradicionais

Em todos os capítulos, houve um esforço de se dar destaque para a compilação e análise de dados e informações disponíveis em literatura científica e relatórios técnicos sobre espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação. Foram entendidas como Unidades de Conservação as áreas assim definidas e delimitadas por meio de instrumento legal nos níveis federal, estadual e municipal, incluindo Unidades de Conservação públicas e privadas (segundo o estabelecido na Lei 9985/2000, que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação). Ainda com base na literatura científica, informações escassas sobre espécies exóticas invasoras em Terras Indígenas foram compiladas e estão apresentadas no Capítulo 2, assim como informações sobre impactos provocados e iniciativas de manejo de espécies exóticas invasoras foram compiladas e apresentadas nos Capítulos 4 e 5, respectivamente.

1.6.2. Boa qualidade de vida

Espécies exóticas invasoras também são uma ameaça ao bem-estar humano de forma direta ou indireta (Díaz et al. 2019). Fatores socioeconômicos podem estar relacionados à introdução e disseminação dessas espécies (Capítulo 3), mas a introdução, mesmo que intencional, nem sempre traz benefícios para a maior parte da população. Apesar dos impactos socioeconômicos e culturais negativos provocados por espécies exóticas invasoras serem pouco estudados no Brasil (mais detalhes no Capítulo 4), em alguns casos já documentados, pode haver a transformação do modo de vida de povos e comunidades tradicionais, muitas vezes forçando-as a abandonar a terra, a produção, os usos da terra e, portanto, seus valores culturais (Souza et al. 2018). Esses povos e comunidades sofrem os primeiros e maiores impactos relacionados à perda de biodiversidade e à redução da capacidade produtiva dos ecossistemas. Além disso, em geral, os custos são compartilhados pela sociedade, enquanto os benefícios de espécies exóticas invasoras introduzidas intencionalmente para fins econômicos são restritos a um setor econômico, empresa ou grupo social. A ponderação de impactos socioeconômicos positivos e negativos deve também levar esses aspectos em consideração, além de fatores ambientais, em uma visão mais holística e sustentável (Linders et al. 2020).

No que se refere à boa qualidade de vida, espécies exóticas invasoras podem provocar impactos socioeconômicos negativos por afetarem diferentes componentes do bem-estar humano, incluindo: segurança; bens materiais e não materiais; saúde; relações sociais, espirituais e culturais; e liberdade de escolha (Bacher et al. 2018). Espécies exóticas invasoras consideradas de maior impacto são aquelas que podem levar a mudanças permanentes ou irreversíveis na estrutura socioeconômica de uma comunidade (Bacher et al. 2018).

1.6.3. Disseminação de doenças infecciosas e invasões biológicas

A introdução de doenças e de espécies exóticas invasoras foi intensificada a partir da invasão de europeus nas Américas e em regiões da África e da Ásia, incluindo introduções intencionais de doenças para o extermínio dos povos originários dessas regiões. Invasões biológicas e doenças infecciosas estão se tornando mais prevalentes e difundidas em função da globalização (Vilà et al. 2021). Existem diversas semelhanças entre os processos de invasões biológicas e a disseminação de agentes causadores de doenças infecciosas (Figura 1.8; Nuñez et al. 2020, Vilà et al. 2021). Medidas de manejo relacionadas às diferentes etapas dos dois processos também podem ser semelhantes, indo desde medidas preventivas que evitem a introdução até medidas de controle focadas na contenção da dispersão e/ou da ocorrência de pandemias. Mas a relação entre os dois processos vai além disso. Alguns animais exóticos invasores podem ser vetores de patógenos relatados globalmente, como bactérias, ectoparasitas, protozoários e vírus que podem estar

presentes, por exemplo, em javalis invasores (La Sala et al. 2021) e tilápias (Garcia et al. 2019b), com potencial de impactos sobre animais de criação, animais silvestres e a própria espécie humana. Ainda, 16 das espécies listadas pela IUCN como 100 das piores espécies invasoras do mundo promovem a disseminação e potencializam impactos provocados por patógenos que afetam humanos. Um exemplo é o mosquito *Aedes albopictus*, que está presente em todos os continentes e é vetor de diversas doenças infecciosas, como Dengue, Febre Amarela, vírus do Oeste do Nilo e Chikungunya (Vilà et al. 2021).

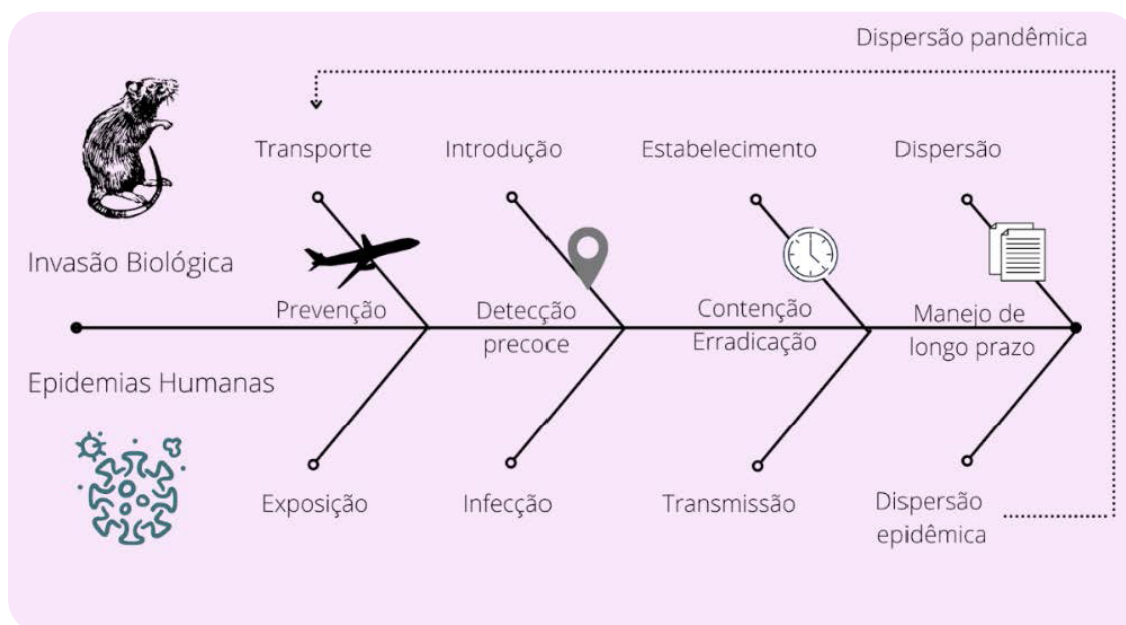


Figura 1.8 - Comparação das etapas dos processos de invasões biológicas e epidemias humanas, e possíveis ações de manejo/gestão em cada etapa. Patógenos que emergem e causam epidemias em qualquer parte do globo podem ser transportados e espalhados globalmente, levando a uma pandemia no pior dos casos (seta pontilhada). Adaptado de Vilà et al. (2021).

1.6.4. Saúde Única - One Health

A abordagem One Health, apresentada em documento técnico vinculado à CDB (CDB 2017), considera a saúde e as interações entre ecossistemas, vida selvagem e animais domésticos, e comunidades humanas como elementos vitais de sustentabilidade. Essa abordagem holística é fundamental para a conservação da biodiversidade e para o desenvolvimento de políticas relacionadas a espécies exóticas invasoras, com sérias implicações para a saúde humana (Ogden et al. 2019). Espécies exóticas invasoras devem ser vistas como um desafio para a saúde planetária (Stoett et al. 2019) e a abordagem One Health vincula essa perspectiva global a eventos e desenvolvimentos locais. Apresentamos uma representação visual (Figura 1.9) a seguir que ilustra as maneiras pelas quais a saúde dos humanos e a saúde dos ecossistemas estão intrinsecamente ligadas.

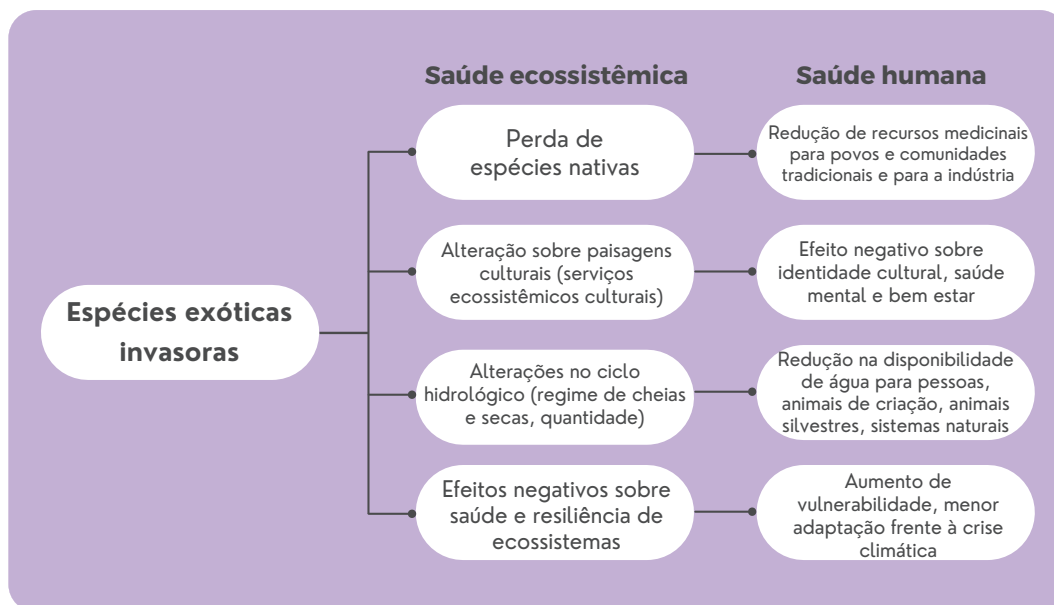


Figura 1.9 - Relação entre saúde de ecossistemas e saúde de humanos na perspectiva de Saúde Única (One Health).

1.6.5. Cenários futuros e modelagem

Nos capítulos 2, 4, 5 e 6, modelos foram utilizados para se mostrar tendências (passadas) e se construir perspectivas futuras, considerando-se o que precisa ser feito até 2030 para que tenhamos diferentes cenários em 2050. No caso dos capítulos 2 e 4, os dados utilizados para a construção dos modelos e para a projeção de cenários foram baseados em levantamentos bibliográficos feitos sobre a ocorrência de espécies exóticas invasoras (Capítulo 2) e sobre os impactos provocados em diferentes tipos de ambientes marinhos, terrestres e de águas continentais em todo o território nacional (capítulo 4). Já no caso dos Capítulos 5 e 6, levantamentos sobre iniciativas de gestão e manejo foram a base para as projeções futuras. As previsões são de aumento tanto no número de espécies exóticas invasoras quanto no número de regiões invadidas e na gravidade dos impactos negativos provocados. Em contrapartida, diferentes caminhos para a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras, com o uso de ferramentas e novas tecnologias de prevenção e detecção precoce, assim como o estímulo ao uso de espécies nativas em sistemas de produção e uma maior integração interinstitucional e intersetorial para a elaboração de normativas e a implementação de políticas, sinalizam perspectivas mais otimistas para uma melhor governança futura da problemática de invasões biológicas no Brasil.

1.7. Conclusões

É inegável a relevância crescente de invasões biológicas tanto em termos de políticas de conservação da natureza quanto de bem-estar humano. Este é um tema que exige uma abordagem holística. No Relatório, buscamos trazer o melhor conhecimento disponível sobre quais são e onde estão espécies exóticas invasoras no Brasil (Capítulo 2); qual a relação entre o processo de invasão por essas espécies e outros fatores relacionados à perda de biodiversidade (Capítulo 3);

quais os impactos provocados já conhecidos (Capítulo 4); o que já colocamos em prática em termos de medidas de manejo (Capítulo 5); e quais as opções presentes e futuras de gestão da problemática (Capítulo 6). Espera-se que o presente Relatório possa ser um marco sobre o tema no Brasil, com o objetivo primeiro de subsidiar tomadores de decisão, mas também no sentido de apontar lacunas de conhecimento que devem ser foco da pesquisa científica. O Relatório será muito importante também para subsidiar a formulação de uma lei referente a espécies exóticas invasoras e que aborde o tema de forma abrangente, como uma base de apoio à uma Política Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras.

Seguem abaixo alguns desafios e lacunas que foram identificados e discutimos em maior profundidade nos demais capítulos:

Necessidade de modelos preditivos e ferramentas de gestão mais eficazes e eficientes e de alinhamento de políticas

Em relação às ferramentas de gestão das invasões biológicas nem sempre as lições de outros países são adequadas à realidade brasileira, de modo que em alguns casos é necessário adaptar ou desenvolver novas ferramentas. Este parece ser o caso da gestão da invasão do coral-sol. O processo de invasão por esta espécie está intrinsecamente ligado à indústria de óleo e gás. As agências de meio ambiente têm exigido a limpeza dos vetores contaminados pela espécie, mas a indústria alega falta de tecnologia para implementar. A demora na tomada de decisão e todas as implicações jurídicas certamente contribuiram para a disseminação da espécie no país. Portanto, a rápida emissão de alertas e a detecção precoce de espécies exóticas invasoras são essenciais para eficazes ações de resposta que visam a erradicação e o controle.

Destaca-se também a necessidade de alinhamento entre órgãos com políticas conflitantes no sentido de prevenir futuras invasões e conter a expansão e/ou minimizar os impactos daquelas que serão cultivadas a partir de uma análise abrangente de custo-benefício. Um exemplo são órgãos públicos que promovem o uso de espécies exóticas de alto risco e aqueles que tem como missão a implementação de políticas de biodiversidade. No aspecto preventivo, modelos preditivos robustos baseados em vias e vetores de introdução e no potencial de invasão das espécies são fundamentais para que problemas futuros sejam evitados.

Necessidade de investimento em pesquisa e de integração entre diferentes áreas do conhecimento, incluindo ciências ambientais, sociais e econômicas

A maior parte da pesquisa que vem sendo desenvolvida no Brasil referente às espécies exóticas invasoras trata da detecção de espécies exóticas invasoras, mas muito pouco tratam de aspectos ecológicos e principalmente das consequências para a biodiversidade nativa. É importante que sejam estabelecidas e estreitadas parcerias entre gestores e pesquisadores em projetos e programas de manejo adaptativo e de manejo guiado por hipóteses, os quais ao mesmo tempo tem um grande valor acadêmico e um reconhecido potencial para a resolução de problemas. A avaliação econômica dos impactos causados por espécies invasoras no

Brasil ainda é incipiente. O mesmo pode ser afirmado em relação às consequências sociais e a impactos sobre o modo de vida de povos e comunidades tradicionais. Por fim, destaca-se a necessidade de investimento em estudos focados em espécies exóticas com grande impacto negativo real ou potencial, com maior destaque para regiões subamostradas no território brasileiro, assim como em novas tecnologias para detecção e controle de espécies exóticas invasoras. Neste sentido, destaca-se também a necessidade de incentivo à fixação de cientistas de invasões biológicas em todas as regiões do país.

Necessidade de integração entre setores econômicos, a academia, gestores e tomadores de decisão

Esse é um tema repleto de conflitos de interesses e questões políticas. Além disso, muitas vezes o conhecimento científico fica restrito ao ambiente acadêmico e pouco contribui para a gestão de problemas relacionados à conservação e à gestão de recursos naturais. Nesse sentido, iniciativas de coprodução de conhecimento envolvendo múltiplos atores e partes interessadas, que abranjam desde a multiplicidade de visões e perspectivas de diferentes partes interessadas até a construção conjunta de soluções, ajuda a reduzir a lacuna entre a produção do conhecimento e a aplicação do mesmo para resolver problemas complexos e multifacetados, como invasões biológicas (Morelli et al. 2021).

Necessidade de capacitação técnica e educação

A comunicação dos riscos à biodiversidade, ao bem público e ao bem-estar humano é imprescindível no tratamento das questões relativas a espécies exóticas invasoras. Neste sentido, é fundamental informar a sociedade sobre a temática de espécies exóticas invasoras, o que são e quais os problemas e impactos, o que as pessoas podem fazer para mitigar o problema e tópicos relacionados. Essas iniciativas educativas têm por objetivo popularizar o conhecimento e melhorar o discernimento público para escolha de plantas ornamentais, animais de estimação e plantio de árvores com intenções ecológicas, por exemplo, e orientar o produtor rural sobre melhores práticas na escolha de espécies para cultivo em sua propriedade.

Também é fundamental que gestores públicos e privados sejam capacitados para incorporar a temática de invasões biológicas no seu trabalho. Alguns exemplos de profissionais que devem ser capacitados são: gerentes de unidades de conservação; agentes de fiscalização; agentes de inspeção em fronteiras, portos e aeroportos; comitês técnicos atuando em temas de biodiversidade; técnicos de organizações não governamentais, técnicos de prefeituras, agentes de extensão rural, dentre outros. O tema também deve ser incorporado na formação de professores que atuem no ensino fundamental, médio e superior. Também deve fazer parte da ementa de disciplinas que compõem a formação de profissionais de diversas áreas (agronomia, zootecnia, veterinária, arquitetura e paisagismo, biologia, educação, saúde, economia, engenharia de aquicultura, etc). Como a problemática atinge os diversos setores da sociedade, é de extrema importância que o tema, relevante e repleto de novos conceitos, seja incorporado ao currículo dos profissionais das áreas citadas.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.A., SANTOS, F.F.M. & DURIGAN, G. 2014. Changes in plant community of Seasonally Semideciduous Forest after invasion by *Schizolobium parahyba* at southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 54: 57-64.
- 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.
- AGOSTINHO, A.A., PELICICE, F.M., PETRY, A.C., GOMES, L.C. & JULIO, H.E. 2007. Fish diversity in the upper Parana River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10(2): 174-186.
- ALBA, C., SKÁLOVÁ, H., MCGREGOR, K.F., D'ANTONIO, C. & PYŠEK, P. 2015. Native and exotic plant species respond differently to wildfire and prescribed fire as revealed by meta-analysis. *Journal of Vegetation Science* 26(1): 102-113.
- BACHER, S., BLACKBURN, T.M., ESSL, F., GENOVESI, P., HEIKKILÄ, J., JESCHKE, J.M., JONES, G., KELLER, R., KENIS, M., KUEFFER, C., MARTINO, A.F., NENTWIG, W., PERGL, J., PYŠEK, P., RABITSCH, W., RICHARDSON, D.M., ROY, H.E., SAUL, W.-F., SCALERA, R., VILÀ, M., WILSON, J.R.U. & KUMSCHICK, S. 2018. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution* 9: 159-168.
- BAGGIO, J.A. & HILLIS, V. 2018. Managing ecological disturbances: Learning and the structure of social-ecological networks. *Environmental Modelling and Software* 109: 32-40.
- BLACKBURN, T.M., PYŠEK, P., BACHER, S., CARLTON, J.T., DUNCAN, R.P., JAROSIK, V., WILSON, J.R.U. & RICHARDSON, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26(7):333-339.
- BLACKBURN, T.M., DYER, E.E., SU, S. & CASSEY, P. 2015. Long after the event, or four things we (should) know about bird invasions. *Journal of Ornithology* 156(1): 15-25.
- BRASIL. Lei Nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências.
- BRASIL. Decreto Nº 4.339, de 22 de agosto de 2002. Institui princípios e diretrizes para a implementação da política nacional da biodiversidade.
- BRASIL. Lei Nº 11.959, de 29 de junho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei nº 7.679, de 23 de novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências.
- BRASIL. LEI Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- BRASIL/MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/ SECRETARIA DA BIODIVERSIDADE/ COMISSÃO NACIONAL DE BIODIVERSIDADE. Resolução Nº 7, de 29 de maio de 2018. Aprova a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras.
- BEAURY, E.M., FINN, J.T., CORBIN, J.D., BARR, V. & BRADLEY, B.A. 2020. Biotic resistance to invasion is ubiquitous across ecosystems of the United States. *Ecology Letters* 23(3): 476-482.
- CASARES, F.A., CREED, J.C. & OIGMAN-PSZCZOL, S.S. 2021. Plataforma Brasileira de Bioinvasão - Bioinvasão Brasil, Instituto Brasileiro de Biodiversidade, Rio de Janeiro - RJ. www.bioinvasaobrasil.org.br Acesso em 04/08/2021.
- CALLAWAY, R.M., MONTESINOS, D., WILLIAMS, K. & MARON, J.L. 2013. Native congeners provide biotic resistance to invasive *Potentilla* through soil biota. *Ecology* 94(6): 1223-1229.
- CAPEL, K.C.C., MIGOTTO, A.E., ZILBERBERG, C. & KITAHARA, M.V. 2014. Another tool towards invasion? Polyp "bail-out" in *Tubastraea coccinea*. *Coral Reefs* 33: 1165-1165.
- CAPEL, K.C.C., TOONEN, R.J., RACHID, C.T.C.C., CREED, J.C., KITAHARA, M.V., FORSMAN, Z. & ZILBERBERG, C. 2017. Clone wars: asexual reproduction dominates in the invasive range of *Tubastraea* spp. (Anthozoa: Scleractinia) in the South-Atlantic Ocean. *Peer J* 5: e3873.

- CAPEL, K.C.C., CREED, J., KITAHARA, M.V., CHEN, C.A. & ZILBERBERG, C. 2019. Multiple introductions and secondary dispersion of *Tubastraea* spp. in the Southwestern Atlantic. *Scientific Reports* 9: 13978.
- CECCHERELLI, G., PINNA, S., CUSSEDDU, V. & BULLERI, F. 2014. The role of disturbance in promoting the spread of the invasive seaweed *Caulerpa racemosa* in seagrass meadows. *Biological Invasions* 16: 2737–2745.
- CHOWN, S.L., SLABBER, S., MCGEOCH, M.A., JANION, C. & LEINAAS, H.P. 2007. Phenotypic plasticity mediates climate change responses among invasive and indigenous arthropods. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274: 2531–2537.
- COLAUTTI, R.I., RICCIARDI, A., GRIGOROVICH, I.A. & MACISAAC, H.J. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters* 7(8): 721–733.
- CONABIO 2009. Resolução CONABIO nº. 5 de 21 de outubro de 2009. Dispõe sobre a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras.
- CONABIO. 2018. Resolução CONABIO nº 07, de 29 de maio de 2018. Dispõe sobre a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras.
- CONSEMA SP. 2011. Deliberação CONSEMA 30, de 09 de novembro de 2011. Reconhece lista de espécies exóticas com potencial de bioinvasão no Estado de São Paulo.
- CONSEMA SC. 2012. RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 08, de 14 de setembro de 2012. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina.
- CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. 1992. Disponível em: <https://www.cbd.int/convention/text/>
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD). 2017. Guidance on integrating biodiversity considerations into one health approaches. CBD/SBSTTA/21/9. Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. In Twenty-First Meeting, Montreal, Canada, 11-14 December 2017. Agenda item 5.
- COX, C. B., MOORE, P. D. & DA SILVA, L. C. F. Biogeografia: Uma Abordagem Ecológica E Evolucionária . Grupo Gen-LTC, 2000.
- 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.
- CROOKS, J.A. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow motion. *Ecoscience* 12(3): 316–329.
- CROOKS, J.A. & RILOV, G. 2009. The Establishment of Invasive Species. In *Biological Invasions of Marine Ecosystems: Patterns, Effects and Management* (Rilov, G. & J.A. Crooks, eds). *Ecological Studies (Analysis and Synthesis)* v.204. Springer-Verlag: Berlin. p. 459–478.
- CROOKS, J.A. 2011. Lag times. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.). University of California Press, Berkeley and Los Angeles, p. 405–410.
- DAEHLER, C.C. 2003. Performance Comparisons of Co-Occurring Native and Alien Invasive Plants: Implications for Conservation and Restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 183–211.
- DAVIDSON, A.M., JENNIONS, M. & NICOTRA, A.B. 2011. Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. *Ecology Letters* 14(4): 419–431.
- DAVIS, M.A., GRIME, J.P. & THOMPSON, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88(3): 528–534.
- DEAN, W.C. 1991. A botânica e a política imperial: a introdução e a domesticação de plantas no Brasil. *Revista Estudos Históricos* 4(8):216–228
- DEAN, W. C. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. In *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira* (pp. 484–484).
- DE SOUZA, W.M., BUSS, L.F., CANDIDO, D. DA S., CARRERA, J.-P., LI, S., ZAREBSKI, A.E., PEREIRA, R.H.M., PRETE, C.A., DE SOUZA-SANTOS, A.A., PARAG, K.V., BELOTTI, M.C.T.D., VINCENTI-GONZALEZ, M.F., MESSINA, J., DA

- SILVA SALES, F.C., ANDRADE, P. DOS S., NASCIMENTO, V.H., GHILARDI, F., ABADE, L., GUTIERREZ, B., KRAEMER, M.U.G., BRAGA, C.K.V., AGUIAR, R.S., ALEXANDER, N., MAYAUD, P., BRADY, O.J., et al. 2020. Epidemiological and clinical characteristics of the COVID-19 epidemic in Brazil. *Nature human behaviour*, 4(8), pp.856-865
- GALAN DÍAZ, J.G., ENRIQUE, G., FUNK, J.L. & VILÀ, M. 2021. Functional segregation of resource-use strategies of native and invasive plants across Mediterranean biome communities. *Biological Invasions* 23: 253–266.
- DÍAZ, S., SETTELE, J., BRONDÍZIO, E.S., NGO, H.T., AGARD, J., ARNETH, A., BALVANERA, P., BRAUMAN, K.A., BUTCHART, S.H.M., CHAN, K.M.A., GARIBALDI, L.A., ICHII, K., LIU, J., SUBRAMANIAN, S.M., MIDGLEY, G.F., MILOSLAVICH, P., MOLNÁR, Z., OBURA, D., PFAFF, A., POLASKY, S., PURVIS, A., RAZZAQUE, J., REYERS, B., CHOWDHURY, R.R., SHIN, Y.-J., VISSEREN-HAMAKERS, I., WILLIS, K.J. & ZAYAS, C.N. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366 [6471]. DOI: 10.1126/science.aax3100
- DRENOVSKY, R.E., KHASANOVA, A. & JAMES, J.J. 2012. Trait convergence and plasticity among native and invasive species in resource-poor environments. *American Journal of Botany* 99: 629–639.
- ELTON, C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. University of Chicago Press, University of Chicago.
- FLORY, S.L. & CLAY, K. 2013. Pathogen accumulation and long-term dynamics of plant invasions. *Journal of Ecology* 101: 607–613.
- FRIDLEY, J.D., STACHOWICZ, J.J., NAEEM, S., SAX, D.F., SEABLOOM, E.W., SMITH, M.D., STOHLGREN, T.J., TILMAN, D. & HOLLE, B.V. 2007. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88(1): 3–17.
- FUNK, J.L. 2008. Differences in plasticity between invasive and native plants from a low resource environment. *Journal of Ecology* 96: 1162–1173.
- GARCIA, D. A. Z., BRITTON, J. R., VIDOTTO-MAGNONI, A. P. & ORSI, M. L. 2018. Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biological Invasions* 20(5): 1229–1241.
- GARCIA, D.A.Z., VIDOTTO-MAGNONI, A.P. & ORSI, M.L. 2019a. Características reprodutivas de peixes invasores no rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation* 14(4): 511–528.
- GARCIA, D.Z., ORSI, M.L. & SILVA-SOUZA, A.T. 2019b. From Africa to Brazil: detection of African *Oreochromis niloticus* parasites in Brazilian fish farms. *Acta Limnologica Brasiliensia* 31: e202.
- GARCIA, D.A.Z., PELICICE, F.M., BRITO, M.F.G., ORSI, M.L. & MAGALHÃES, A.L.B. 2021. Peixes não-nativos em riachos no Brasil: estado da arte, lacunas de conhecimento e perspectivas. *Oecologia Australis* 25(2): 565–587.
- GIORIA, M., CARTA, A., BASKIN, C.C., DAWSON, W., ESSL, F., KREFT, H., PERGL, J., VAN KLEUNEN, M., WEIGELT, P., WINTER, M. & PYŠEK, P. 2021. Persistent soil seed banks promote naturalisation and invasiveness in flowering plants. *Ecology Letters* 24: 1655–1667.
- GODOY, O., VALLADARES, F. & CASTRO-DÍEZ, P. 2011. Multispecies comparison reveals that invasive and native plants differ in their traits but not in their plasticity. *Functional Ecology* 25(6): 1248–1259.
- GELLER, I. V., GARCIA, D. A. Z., CASIMIRO, A. C. R., PEREIRA, A. D., JARDULI, L. R., VITULE, J., AZEVEDO & R., ORSI, M. L. 2021. Good intentions, but bad effects: Environmental laws protects non-native ichthyofauna in Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 28: 14–17.
- GUIMARÃES, D.P., LIMA, A.C.G. & PEDROZA, D. 2016. New record and geographic expansion of *Vanellus chilensis* in the State of Amazonas, Brazil. *Atualidades Ornitológicas* 190: 24.
- HAVEL, J.E., LEE, C.E. & VANDER ZANDEN, J.M. 2005a. Do Reservoirs Facilitate Invasions into Landscapes? *BioScience* 55(6): 518–525.
- HENN, J.J., YELENIK, S. & DAMSCHEN, E.I. 2019. Environmental gradients influence differences in leaf functional traits between native and non-native plants. *Oecologia* 191(2): 397–409.
- 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.

- HOLLE, B.V. & SIMBERLOFF, D. 2005. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86(12): 3212–3218.
- HULME P.E., BACHER S., KENIS M., KLOTZ S., KÜHN I., MINCHIN D., NENTWIG W., OLENIN S., PANOV V., PERGL J., PYŠEK P., ROQUES A., SOL D., SOLARZ W. & VILÀ M. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal Applied. Ecology* 45(2): 403–414.
- HOLMGREN, M. 2002. Exotic Herbivores as Drivers of Plant Invasion and Switch to Ecosystem Alternative States. *Biological Invasions* 6: 25–33
- IAP 2015. Portaria 59, de 15 de abril de 2015. Reconhece Lista de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná.
- IBAMA 1998. Portaria IBAMA nº 145, de 29 de outubro de 1998. Dispõe sobre a introdução, reintrodução e transferência de espécies aquáticas.
- IBAMA. 2013. Instrução Normativa IBAMA nº 03, de 31 de janeiro de 2013. Dispõe sobre o manejo e o controle de javali.
- IBAMA. 2015. Instrução Normativa IBAMA nº 17, de 21 de outubro de 2015. Controle de mexilhão-dourado em sistemas de resfriamento de usinas hidrelétricas.
- IBRAM. 2018. Instrução Normativa 409/2018. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras do Distrito Federal e dá outras providências.
- INSTITUTO HÓRUS. 2022. Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Disponível em <http://bd.institutohorus.org.br>.
- IPBES. 2018. "IPBES Guide on the production of assessments." Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 44 pp.
- JARIĆ, I., COURCHAMP, F., CORREIA, R.A., CROWLEY S.L., ESSL, F., FISCHER, A., GONZÁLEZ-MORENO, P., KALINKAT, G., LAMBIN, X., LENZNER, B., MEINARD, Y., MILL, A., MUSSEAU, C., NOVOA, A., PERGL, PYŠEK, P., PYŠKOVÁ, K., ROBERTSON, P., VON SCHMALENSEE, M., SHACKLETON, R.T., STEFANSSON, R.A., ŠTAJEROVÁ, K., VERÍSSIMO, D. & JESCHKE, J.M. 2020. The role of species charisma in biological invasions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18(6): 345–353.
- JOHNSON, P.T., OLDEN, J.D. & ZANDEN, M.J.V. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(7): 357–363.
- KEANE, R.M. & CRAWLEY, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17(4): 164–170.
- KULL, C.A. 2018. Critical invasion science: weeds, pests, and aliens. In: *The Palgrave Handbook of Critical Physical Geography* (Biermann, L.R.C & Lane, S.N (eds). Palgrave Macmillan: Switzerland, p. 249–272.
- KÜSTER, E.C., KÜHN, I., BRUELHEIDE & H., KLOTZ, S. 2008. Trait interactions help explain plant invasion success in the German flora. *Journal of Ecology* 96(5): 860–868.
- LAKE, J.C. & LEISHMAN, M.R. 2004. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation* 117(2):215–226.
- LANDE, R. 1993. Risks of Population Extinction from Demographic and Environmental Stochasticity and Random Catastrophes. *The American Naturalist* 142(6): 911–927.
- LA SALA, L.F., BURGOS, J.M., SCOROLLI, A.L., VANDERWAAL, K. & ZALBA, S.M. 2021. Trojan hosts: the menace of invasive vertebrates as vectors of pathogens in the Southern Cone of South America. *Biological Invasions* 23:2063–2076.
- LEÃO, T. C. C, ALMEIDA, W. R., DECHOUM, M. & ZILLER, S. R. 2011. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife: Cepam.
- LEFFLER, A.J., JAMES, J.J., MONACO, T.A. & SHELEY, R.L. 2014. A new perspective on trait differences between native and invasive exotic plants. *Ecology* 95(2): 298–305.

- LEROY, B., DIAGNE, C., ANGULO, E., BALLESTEROS-MEJIA, L., ADAMJY, T., ASSAILLY, C., ALBERT, C., ANDREWS, L., BALZANI, P., BANERJEE, A.K., BANG, A., BARTLETT, A., BERNERY, C., BODEY, T., BRADSHAW, C.J.A., BUFORD, J., CAPINHA, C., CATFORD, J., CUTHBERT, R., MBACKÉ, DIA C.A.K., DIMARCO, R.D., DOBIGNY, G., DUBOSCQ, V., ESSL, F., FANTLE-LEPCZYK, J., GOLIVETS, M., GOZLAN, R., HAUBROCK, P.J., HERINGER, G., HOSKINS, A., HUDGINS, E., JARIĆ, I., JOURDAIN, F., KIRICHENKO, N., KOURANTIDOU, M., KRAMER, A., LEUNG, B., LIU, C., LOPEZ, E., MANFRINI, E., MOODLEY, D., NOVOA, A., NUÑEZ, A., NUNINGER, L., PATTISON, Z., RENAULT, D., RICO-SANCHEZ, A.E., ROBUCHON, M., ROIZ, D., SALLES, J.M., TAHERI, A., TAMBO, J., TAYLOR, N., TRICARICO, E., TURBELIN, A., VAISSIERE, A.C., VERBRUGGE, L., WATARI, Y., WELSH, M., XIONG, W. & COURCHAMP F. 2021. Global Costs of Biological Invasions: Living Figure. https://borisleroy.com/invacost/invacost_livingfigure.html
- LINDERS, T.E.W., BEKELE, K., SCHAFFNER, U., ALLAN, E., ALAMIREW, T., CHOGE, S.K., ECKERT, S., HAJU, J., MUTURI, G., MBAABU, P.R., SHIFERAW, H. & ESCHEN, R. 2020. The impact of invasive species on social-ecological systems: Relating supply and use of selected provisioning ecosystem services. *Ecosystem services* 41: 101055.
- LIU, H., STILING, P. & PEMBERTON, R.W. 2007. Does enemy release matter for invasive plants? Evidence from a comparison of insect herbivore damage among invasive, non-invasive and native congeners. *Biological Invasions* 9(7): 773–781.
- LOCKWOOD J. L., CASSEY P. & BLACKBURN T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 223–228.
- LOCKWOOD, J.L., HOOPES, M.F. & MARCHETTI, M.P. 2013. *Invasion ecology*. Wiley Blackwell, New York.
- LUQUE, G.M., VAYSSADE, C., FACON, B., GUILLEMAUD, T., COURCHAMP, F. & FAUVERGUE, X. 2016. The genetic Allee effect: a unified framework for the genetics and demography of small populations. *Ecosphere* 7(7): e01413.
- MACHADO, C.J.S., OLIVEIRA, A.E.S., MATOS, D.M.S., PIVELLO, V., CHAME, M., SOUZA, R.C.C.CL., CALAZANS, S.H. & SILVA, E.P. 2009. Recomendações para elaboração e consolidação de uma estratégia nacional de prevenção e controle das espécies exóticas no Brasil. *Ciência e Cultura* 61(1): 42–45.
- MARON, J.L. & VILÀ, M. 2001. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypothesis. *Oikos* 95(3): 361–373.
- MARQUES, A.R., COSTA, C.F., ATMAN, A.P.F. & GARCIA, Q.S. 2014. Germination characteristics and seedbank of the alien species *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) in Brazilian forest: ecological implications. *Weed Research* 54(6): 576–583.
- MATHAKUTHA, R., STEYN, C., ROUX, P.C. LE, BLOM, I.J., CHOWN, S.L., DARU, B.H., RIPLEY, B.S., LOUW, A. & GREVE, M. 2019. Invasive species differ in key functional traits from native and non-invasive alien plant species. *Journal of Vegetation Science* 30(5): 994–1006.
- MEGA, O. J., LOPES, M. F. & ARAÚJO, A. A. 2015. A fauna americana sob ataque: as duas ondas de impacto da presença humana sobre a fauna do continente americano e um pequeno debate sobre a questão dos direitos dos animais em nossos dias. *Cadernos do LEPAARQ V. 12(24)*: 133-152.
- MEIJER, K., SCHILTHUIZEN, M., BEUKEBOOM, L. & SMIT, C. 2016. A review and meta-analysis of the enemy release hypothesis in plant herbivorous insect systems. *PeerJ* 4: 2-15.
- MILANOVIĆ, M., KNAPP, S., PYŠEK, P. & KÜHN, I. 2020. Linking traits of invasive plants with ecosystem services and disservices. *Ecosystem Services* 42: 101072.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- MMA 2018. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade Portaria SBio/MMA nº 3 de 16 de agosto de 2018. Institui o Plano de Implementação da Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras.
- MORELLI, T.L., BROWN-LIMA, C.J., ALLEN, J.M., BEAURY, E.M., FUSCO, E.J., BARKER-PLOTKIN, A., LAGINHAS, B.B., QUIRION, B.R., GRIFFIN, B., MCLAUGHLIN, B., MUNRO, L., OLMSTEAD, N., RICHBURG, J. & BRADLEY, B.A. 2021. Translational invasion ecology: bridging research and practice to address one of the greatest threats to biodiversity. *Biological Invasions* 23: 3323–3335.
- MURPHY, H.T., METCALFE, D.J., BRADFORD, M.G., FORD, A.F., GALWAY, K.E., SYDES, T.A. & WESTCOTT, D.J. 2008. Recruitment dynamics of invasive species in rainforest habitats following Cyclone Larry. *Austral Ecology* 33(4): 495–502.

- NASCIMENTO, V.A. DO, CORADO, A. DE L.G., NASCIMENTO, F.O. DO, COSTA, Á.K.A. DA, DUARTE, D.C.G., LUZ, S.L.B., GONÇALVES, L.M.F., JESUS, M.S. DE, COSTA, C.F. DA DELATORRE, E. & NAVECA, F.G. 2020. Genomic and phylogenetic characterisation of an imported case of SARS-CoV-2 in Amazonas State, Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 115: e200310.
- NOVOA, A., DEHNEN-SCHMUTZ, K., FRIED, J. & VIMERCATI, G. 2017. Does public awareness increase support for invasive species management? Promising evidence across taxa and landscape types. *Biological Invasions* 19: 3691–3705.
- NUÑEZ, M.A., PAUCHARD, A. & RICCIARDI, A. 2020. Invasion Science and the global spread of SARS-COVID-19. *Trends in Ecology and Evolution* 35(8):642-645.
- NUNES, N.D. O sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita*) e os saguis invasores no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ, Brasil: distribuição espacial e estratégias de conservação. 2015. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.
- OGDEN, N.H., WILSON, J.R.U., RICHARDSON, D.M., HUI, C., DAVIES, S.J., KUMSCHICK, S., LE ROUX, J.J., MEASEY, J., SAUL, W-C. & PULLIAM, J.R.C. 2019. Emerging infectious diseases and biological invasions: a call for a One Health collaboration in science and management. *Royal Society Open Science* 6:181577.
- OLIVEIRA, L.C. & GRELE, C.E.V. 2012. Introduced primate species of an Atlantic Forest region in Brazil: present and future implications for the native fauna. *Tropical Conservation Science* 5 (1):112-120.
- ORD, T.J. & HUNDT, P.J. 2020. Crossing extreme habitat boundaries: Jack-of-all-trades facilitates invasion but is eroded by adaptation to a master-of-one. *Functional Ecology* 34(7): 1404–1415.
- ORDONEZ, A., WRIGHT, I.J. & OLFF, H. 2010. Functional differences between native and alien species: a global-scale comparison. *Functional Ecology* 24(6): 1353–1361.
- PAIVA, M.H.S., GUEDES, D.R.D., DOCENA, C., BEZERRA, M.F., DEZORDI, F.Z., MACHADO, L.C., KROKOVSKY, L., HELVECIO, E., DA SILVA, A.F., VASCONCELOS, L.R.S., REZENDE, A.M., DA SILVA, S.J.R., SALES, K.G. DA S., DE SÁ, B.S.L.F., DA CRUZ, D.L., CAVALCANTI, C.E., NETO, A. DE M., DA SILVA, C.T.A., MENDES, R.P.G., DA SILVA, M.A.L., GRÄF, T., RESENDE, P.C., BELLO, G., BARROS, M. DA S., DO NASCIMENTO, W.R.C., ARCOVERDE, R.M.L., BEZERRA, L.C.A., BRANDÃO-FILHO, S.P., AYRES, C.F.J. & WALLAU, G.L. 2020. Multiple Introductions Followed by Ongoing Community Spread of SARS-CoV-2 at One of the Largest Metropolitan Areas of Northeast Brazil. *Viruses* 12(12): 1414.
- PAULA, D.P., TOGNI, P.H.B., COSTA, V.A., SOUZA, L.M., SOUSA, A.A.T.C., TOSTES, G.M., PIRES, C.S.S. & ANDOW, D.A. 2021. Scrutinizing the enemy release hypothesis: population effects of parasitoids on *Harmonia axyridis* and local host coccinellids in Brazil. *BioControl* 66(1): 71–82.
- PENG, S., KINLOCK, N.L., GUREVITCH, J. & PENG, S. 2019. Correlation of native and exotic species richness: a global meta-analysis finds no invasion paradox across scales. *Ecology* 100(1): e02552.
- PENUELAS, J., SARDANS, J., LLUSIÀ, J., OWEN, S.M., CARNICER, J., GIAMBELLUCA, T.W., REZENDE, E.L., WAITE, M. & NIINEMETS, Ü. 2009. Faster returns on 'leaf economics' and different biogeochemical niche in invasive compared with native plant species: *Global Change Biology* 16(8): 2171–2185.
- PIVELLO, V. R., VIEIRA, M. V., GROMBONE-GUARATINI, M. T. & SILVA MATOS, D. M. 2018. Thinking about super-dominant populations of native species – Examples from Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(2):74–82.
- 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.
- PYŠEK, P. & RICHARDSON, D.M. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*. 35: 25-55.
- REDDING, D.W., PIGOT, A.L., DYER, E.E., ŞEKERCIOĞLU, Ç.H., KARK, S. & BLACKBURN, T.M. 2019. Location-level processes drive the establishment of alien bird populations worldwide. *Nature* 571: 103–106.
- RICHARDSON, D.M., PYSEK, P., REJMÁNEK, M., BARBOUR, M.G., PANETTA, F.D. & WEST, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6(2), 93–107.
- RICHARDSON, D.M. & PYŠEK, P. 2008. Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions*, 14: 161-168.

- RICCIARDI, A. 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology* 21(2): 329–336.
- RILOV, G., BENAYAHU, Y. & GASITH, A. 2004. Prolonged lag in population outbreak of an invasive mussel: a shifting-habitat model. *Biological Invasions* 6: 347–364.
- SACCAGGI, D.L., WILSON, J.R.U. & TERBLANCHE, J.S. 2021. Propagule pressure helps overcome adverse environmental conditions during population establishment. *Current Research in Insect Science* 1: 100011.
- SAUL, W. C., ROY, H. E., BOOY, O., CARNEVALI, L., CHEN, H. J., GENOVESI, P., HARROWER, C.A., HULME, P.E., PAGAD, S., PERGL & J., JESCHKE, J. M. 2017. Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion data bases. *Journal of Applied Ecology* 54(2): 657–669.
- SEMA-RS, 2013. Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Portaria nº 79, de 31 de outubro de 2013. Reconhece a lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul.
- SHACKLETON, R.T., LARSON, B.M.H., NOVOA, A., RICHARDSON, D.M., KULL, C.A. 2019a. The human and social dimensions of invasion science and management. *Journal of Environmental Management* 229: 1–9.
- SHACKLETON, R.T., RICHARDSON, D.M., SHACKLETON, C.M., BENNETT, B., CROWLEY, S., DEHNEN-SCHMUTZ, K., ESTEVEZ, R.A., FISCHER, A., KUEFFER, C., KULL, C.A., MARCHANTE, E., NOVOA, A., POTGIETER, L.J., VAAS, J., VAZ, S.A. & LARSON, B.M.H. 2019b. Explaining people's perceptions of invasive alien species: A conceptual framework. *Journal of Environmental Management* 229: 10–26.
- SEEBENS, H., BLACKBURN, T.M., DYER, E.E., GENOVESI, P., HULME, P.E., JESCHKE, J.M., PAGAD, S., PYŠEK, P., WINTER, M., ARIANOUTSOU, M., BACHER, S., BLASIUS, B., BRUNDU, G., CAPINHA, C., CELESTI-GRAPOW, L., DAWSON, W., DULLINGER, S., FUENTES, N., JÄGER, H., KARTESZ, J., KENIS, M., KREFT, H., KÜHN, I., LENZNER, B., LIEBHOLD, A., MOSENA, A., MOSER, D., NISHINO, M., PEARMAN, D., PERGL, J., RABITSCH, W., ROJAS-SANDOVAL, J., ROQUES, A., RORKE, S., ROSSINELLI, S., ROY, H.E., SCALERA, R., SCHINDLER, S., ŠTAJEROVÁ, K., TOKARSKA-GUZIK, B., VAN KLEUNEN, M., WALKER, K., WEIGELT, P., YAMANAKA, T. & ESSL, F. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 1–9.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Pacheco, J.F. (Coord.). Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- SILVA, G. G., GUADAGNIN, D. L. 2018. Effect of land use in seasonal abundance of Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Southwestern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, <https://doi.org/10.1590/1519-6984.21115>
- SIMBERLOFF, D., NUÑEZ, M. A., LEDGARD, N.J., PAUCHARD, A., RICHARDSON, D.M., SARASOLA, M., VAN WILGEN, B.W., ZALBA, S.M., ZENNI, R.D., BUSTAMANTE, R., PEÑA, E. & ZILLER, S.R. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35(5): 489–504.
- 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 and Ethnomedicine* 14, Article number 33.
- STEPHENS, P.A., SUTHERLAND, W.J. & FRECKLETON, R.P. 1999. What Is the Allee Effect? *Oikos* 87: 185–185.
- STOETT, P., ROY, H.E. & PAUCHARD, A. 2019. Invasive alien species and planetary and global health policy. *The Lancet Planetary Health* 3(10): e400–e401.
- STRICKER, K.B., HARMON, P.F., GOSS, E.M., CLAY, K. & LUKE FLORY, S. 2016. Emergence and accumulation of novel pathogens suppress an invasive species. *Ecology Letters* 19: 469–477.
- SULTAN, S.E. 2000. Phenotypic plasticity for plant development, function and life history. *Trends in Plant Science* 5: 537–542.
- VALIENTE, A.G., JUANES, F., NUÑEZ, P. & GARCIA-VAZQUEZ, E. 2010. Brown trout (*Salmo trutta*) invasiveness: plasticity in life-history is more important than genetic variability. *Biol Invasions* 12(3): 451–462.
- VAN KLEUNEN, M., WEBER, E. & FISCHER, M. 2010. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13(2), 235–245.
- VAN KLEUNEN, M., SCHLAEPFER, D.R., GLAETTLI, M. & FISCHER, M. 2011. Preadapted for invasiveness: do species traits or their plastic response to shading differ between invasive and non-invasive plant species in their native range? *Journal of Biogeography* 38(7): 1294–1304.

- VILÀ, M., DUNN, A.M., ESSL, F., GÓMEZ-DIAS, E., HULME, P.E., JESCHKE, J.M., NÚÑEZ, M.A., OSTFELD, R.S., PAUCHARD A., RICCIARDI, A. & GALLARDO, B. 2021. Viewing emerging human infectious epidemics through the lens of invasion biology. *BioScience*, 71(7): 722-740.
- VITULE, J. R. S., BORNATOWSKI, H., FREIRE, C. A., & ABILHOA, V. 2014. Extralimital introductions of *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) (Teleostei, Characidae) for sport fishing purposes: A growing challenge for the conservation of biodiversity in neotropical aquatic ecosystems. *BiolInvasions Records* 3(4): 291–296.
- WILLIAMSON, M. & GRIFFITHS, B. 1996. *Biological invasions*. Springer Science & Business Media.
- WOLFE, B.T. & VAN BLOEM, S.J. 2012. Subtropical dry forest regeneration in grass-invaded areas of Puerto Rico: understanding why *Leucaena leucocephala* dominates and native species fail. *Forest Ecology and Management* 267: 253–261.
- WRIGHT, T.F., EBERHARD, J.R., HOBSON, E.A., AVERY, M.L., RUSSELLO, M.A. 2010. Behavioral flexibility and species invasions: the adaptive flexibility hypothesis. *Ethology Ecology & Evolution* 22: 393–404.
- XAVIER, J., GIOVANETTI, M., ADELINO, T., FONSECA, V., BARBOSA DA COSTA, A.V., RIBEIRO, A.A., FELICIO, K.N., DUARTE, C.G., FERREIRA SILVA, M.V., SALGADO, Á., LIMA, M.T., DE JESUS, R., FABRI, A., SOARES ZOBOLI, C.F., SOUZA SANTOS, T.G., IANI, F., CICCOSZI, M., BISPO DE FILIPPIS, A.M., TEIXEIRA DE SIQUEIRA, M.A.M., DE ABREU, A.L., DE AZEVEDO, V., RAMALHO, D.B., CAMPELO DE ALBUQUERQUE, C.F., DE OLIVEIRA, T., HOLMES, E.C., LOURENÇO, J., JUNIOR ALCANTARA, L.C. & ASSUNÇÃO OLIVEIRA, M.A. 2020. The ongoing COVID-19 epidemic in Minas Gerais, Brazil: insights from epidemiological data and SARS-CoV-2 whole genome sequencing. *Emerging Microbes & Infections* 9: 1824–1834.
- ZENNI, R.D. & ZILLER, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 34 (3): 431-446.
- ZENNI, R.D., DECHOUM, M. DE S., ZILLER, S.R. 2016. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas* 29 (1): 133–153.
- ZENNI, R.D. & SIMBERLOFF, D. 2013. Number of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. *Biological invasions* 15: 1623–1639.
- ZHANG, Z., LIU, Y., BRUNEL, C. & VAN KLEUNEN, M. 2020. Evidence for Elton's diversity-invasibility hypothesis from belowground. *Ecology* 101(2): e03187.

CAPÍTULO 2: STATUS E TENDÊNCIAS SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS NO BRASIL

Como citar: Zenni, R. D., Brito, M. F. G., Creed, J. C., Antar, G. M., Fabricante, J. R., Silva-Forsberg, M. C., Futada, S. M., Macêdo, R. L., Pelicice, F. M., Petry, A. C., Santos, G. S., Santos, S. A., Vieira, L. M., Zequi, J. A. C. Capítulo 2: Status e tendências sobre espécies exóticas invasoras no Brasil. *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. 49-91. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap2>

COORDENADORES DO CAPÍTULO

Rafael D. Zenni¹, Marcelo F. G. Brito²,
Joel C. Creed³

¹Universidade Federal de Lavras

²Universidade Federal de Sergipe

³Universidade do Estado do Rio de Janeiro

AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

Guilherme Medeiros Antar⁴, Juliano Ricardo
Fabricante⁵, Maria Clara Silva-Forsberg⁶, Silvia
M.Futada⁷, Rafael Lacerda Macêdo⁸, Fernando
Mayer Pelicice⁹, Ana Cristina Petry¹⁰, Gabriel
Silva ; Santos¹¹, Sandra Aparecida Santos¹²,
Leandro Manzoni Vieira¹³, João Antonio C. Zequi¹⁴

⁴Universidade Federal do Espírito Santo

⁵Universidade Federal de Sergipe

⁶Universidade do Estado do Amazonas

⁷University of Florida/Instituto Socioambiental

⁸Universidade Federal de São Carlos

⁹Universidade Federal do Tocantins

¹⁰Universidade Federal do Rio de Janeiro

¹¹Instituto Nacional da Mata Atlântica

¹²Embrapa

¹³Universidade Federal de Pernambuco

¹⁴Universidade Estadual de Londrina

AUTORES CONTRIBUINTES DO CAPÍTULO

Michele de Sá Dechoum¹⁵, Ana Carolina
Lacerda Matos¹⁶, Raphael Sanzio Pimenta¹⁷,
Luiz Henrique Rosa¹⁸

¹⁵Universidade Federal de Santa Catarina

¹⁶Universidade Federal de Lavras

¹⁷Fundação Universidade Federal do Tocantins

¹⁸Universidade Federal de Minas Gerais

REVISORES EXTERNOS

Ana Nunes¹⁹, Paulo de Marco Junior²⁰,
Guilherme Ortigara Longo²¹

¹⁹Internacional Union for Conservation of Nature

²⁰Universidade Federal de Goiás

²¹Universidade Federal do Rio Grande do Norte

SUMÁRIO EXECUTIVO

1. Existem mais de 500 espécies exóticas invadindo ecossistemas atualmente no Brasil (estabelecido mas incompleto) {2.2}. Enquanto para animais, plantas e algas há um bom nível de conhecimento sobre quais são as espécies exóticas invasoras no país (pelo menos 208 espécies de plantas e algas {2.2.1} e pelo menos 268 espécies animais {2.2.2}), pouco se sabe sobre fungos e microrganismos exóticos invasores no Brasil {2.2.3}. Entre as plantas, as árvores e graminóides apresentam o maior número de espécies exóticas invasoras. Entre os animais, os peixes apresentam o maior número de espécies exóticas invasoras.

2. A situação atual de invasões biológicas no Brasil reflete as ondas de colonização e atividades humanas (bem estabelecido) {2.2}. Grande parte das plantas exóticas invasoras no Brasil foi introduzida por ação humana intencional e sua disseminação no país também está associada a ações antrópicas {2.2.1}. O uso ornamental foi o principal motivo de introdução de cerca de 50% das plantas exóticas invasoras {2.2.1}. Entre os animais, destacam-se as espécies introduzidas para consumo humano (criação, caça ou pesca) e como animais de estimação. A maioria das espécies exóticas invasoras no Brasil é nativa da África, Europa e sudeste da Ásia, coincidindo com as ondas de imigração humana e importação de produtos de regiões com as quais o Brasil tem forte relação comercial {2.2.1; 2.2.2}.

3. Espécies exóticas invasoras ocorrem em todos os ecossistemas do país (bem estabelecido mas incompleto) {2.3}. Foram identificadas espécies exóticas invadindo todos os ecossistemas terrestres e aquáticos (águas continentais e marinhas) do Brasil. Em águas continentais predominam os peixes e invertebrados {2.3.1}, enquanto que em ecossistemas marinhos predominam os invertebrados {2.3.2}. Para os ambientes terrestres, nos ecossistemas florestais predominam as árvores exóticas invasoras ao passo que para ecossistemas campestres e savânicos predominam as gramíneas exóticas invasoras {2.3.3}.

4. Habitat sob intensa interferência antrópica são mais invadidos por espécies exóticas do que habitat conservados (bem estabelecido) {2.3}. O número de espécies exóticas invasoras nas diferentes regiões do país está associado à presença humana. Áreas urbanas, periurbanas, terras cultivadas, represas, reservatórios, portos e canais são dominados por espécies exóticas, algumas delas invasoras em ecossistemas naturais {2.3.4}. As cidades são particularmente vulneráveis às espécies exóticas invasoras devido ao tráfego mais intenso de pessoas, *commodities* e bens via portos e aeroportos. Essas condições fazem das cidades os *hotspots* mais importantes de invasões biológicas {2.3.4.1}.

5. Invasões biológicas em áreas protegidas são fenômenos comuns e existe registro de espécies exóticas invasoras em ao menos 30% das unidades de conservação do Brasil (estabelecido mas incompleto) {2.4}. As unidades de conservação com mais espécies exóticas invasoras estão localizadas na região do bioma

Mata Atlântica. Há mais de três mil registros confirmados de invasão biológica em unidades de conservação no Brasil. Não foram identificados mapeamentos sistemáticos de invasões biológicas em Terras Indígenas, Territórios Quilombolas e demais Territórios Tradicionais reconhecidos ou não pelo poder público. Alguns estudos publicados indicam a invasão por braquiária e capim-colonião em oito Terras Indígenas.

6. Embora haja grande quantidade de dados de ocorrência de espécies exóticas invasoras no país, pouco se sabe sobre as dinâmicas populacionais destas espécies (não resolvido) {2.5}. É necessário um aprofundamento de avaliações sobre as invasões em escala local, incluindo crescimento populacional, interações, dispersão e impactos. Há um viés da identificação e caracterização de espécies exóticas invasoras notórias, abundantes e amplamente distribuídas no país, mas que raramente são estudadas do ponto de vista da invasão biológica. Tais lacunas de conhecimento e vieses de identificação e caracterização precisam ser corrigidas.

7. Há forte tendência de aumento no número e distribuição de espécies exóticas invasoras no país (estabelecido mas incompleto) {2.6}. Historicamente, as regiões sul e sudeste do Brasil apresentam mais espécies exóticas invasoras e mais ocorrências de invasão. Nas últimas décadas se observa um aumento no número de espécies exóticas invasoras nas regiões centro-oeste e norte do país {2.2;2.3;2.4}. Muitas espécies exóticas atualmente estabelecidas no Brasil são invasoras em outras regiões do mundo e representam riscos de invasão no país (estabelecido, mas incompleto) {2.2}. Os peixes, em sua maioria, são nativos da América do Sul, com tendência de acréscimo associado principalmente às atividades de aquicultura, pesca esportiva e comércio de espécies ornamentais {2.3}. É possível esperar um aumento de 20 a 30% nas invasões biológicas até o final deste século, sendo que regiões tropicais devem enfrentar os piores cenários, com as maiores taxas de invasões biológicas {2.6}.

2.1 Introdução

Este capítulo apresenta uma síntese do histórico, status atual e das tendências futuras na introdução, disseminação e distribuição de espécies exóticas invasoras (EElS) no Brasil. São abordadas espécies exóticas invasoras em ecossistemas de águas continentais, marinhos e terrestres no Brasil, incluindo espécies animais, vegetais e microrganismos. O status e tendências das invasões biológicas no Brasil são apresentados em recortes ecossistêmicos e grandes grupos de organismos. O status e as tendências de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação, terras indígenas e outros territórios tradicionais também são abordados com base na literatura existente.

2.2 Status de Espécies Exóticas Invasoras por grupos biológicos

2.2.1 Macroalgas e plantas

A literatura mais recente indica a presença de 208 plantas e algas exóticas invasoras presentes no Brasil, sendo 198 plantas terrestres, seis algas marinhas, e quatro plantas aquáticas, com cerca de 7.330 casos de invasão biológica conhecidos em todo o Brasil (Instituto Hórus 2022). Por casos de invasão biológica, entendem-se aquelas situações em que a população já ultrapassou as barreiras de sobrevivência, reprodução e dispersão e encontra-se ocupando grandes áreas com muitos indivíduos (Capítulo 1). A vasta maioria das plantas exóticas invasoras no Brasil (cerca de 95%) foram introduzidas a partir de outros continentes, tais como gramíneas originárias da África, árvores angiospermas originárias da Ásia e Austrália, e árvores gimnospermas trazidas da América do Norte (Zenni 2014). Algumas das plantas exóticas invasoras com mais ocorrências de invasão biológica conhecidas são jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) em Floresta Ombrófila Tropical na região da Mata Atlântica; uva-do-Japão (*Hovenia dulcis*) em Floresta Ombrófila Subtropical e em Floresta Semidecidual Subtropical; pinheiros-americanos (*Pinus taeda* e *Pinus elliottii*) em Floresta Ombrófila Subtropical e Estepe; algaroba (*Prosopis juliflora*) em estepe-savânica; ipê-de-jardim (*Tecoma stans*) em Florestas Semidecidual Tropical e Subtropical; capim-gordura (*Melinis minutiflora*) em Cerrado; e capim-annoni (*Eragrostis plana*) na Estepe do Pampa (Zenni & Ziller 2011). O capim-annoni, por exemplo, ocupa e invade ao menos dois milhões de hectares nos Pampas no Rio Grande do Sul, estando distribuído por todo o leste brasileiro, entre Rio Grande do Sul e Pernambuco (Medeiros & Focht 2007, Asth et al. 2021). Já a algaroba invadiu mais de um milhão de hectares de Caatinga (Andrade et al. 2010), especialmente sítios de elevada importância biológica, como matas ciliares (Andrade et al. 2009).

Em relação às macroalgas, há uma confusão considerável em relação à identidade taxonômica e origem de muitas espécies. Entretanto, ferramentas moleculares estão redefinindo a nomenclatura e os status das espécies (Oliveira et al. 2009,

Silva et al. 2010). Atualmente não há registros de macroalgas exóticas invasoras em águas continentais no Brasil. No ambiente marinho, dez macroalgas exóticas foram detectadas em vida livre no Brasil (Teixeira & Creed 2020). Cinco macroalgas foram consideradas estabelecidas possivelmente invasoras (*Pyropia suborbiculata*, *Pyropia acanthophora*, *Dasya brasiliensis*, *Laurencia caduciramulosa* e *Anotrichium yagii*) e uma é confirmadamente invasora (*Caulerpa scalpelliformis*). *Caulerpa scalpelliformis* é exótica no Rio de Janeiro, onde é considerada invasora (Lopes et al. 2009, Teixeira & Creed 2020), e nativa em outras regiões do Brasil [do Espírito Santo até o Nordeste (Falcão & Széchy 2005)].

Grande parte das plantas exóticas invasoras no Brasil foi introduzida por ação humana intencional e sua disseminação no país também está associada a ações antrópicas. Uma fração significativa foi introduzida intencionalmente para horticultura e forragem, sendo as introduções não intencionais menos de 10% dos casos. O uso ornamental foi o principal motivo de introdução de cerca de 50% das plantas exóticas invasoras (Zenni 2014). O número de plantas exóticas invasoras nas diferentes regiões do país também está associado com a presença humana (Guimarães et al. 2020).

2.2.2 Animais

Há atualmente 268 animais exóticos com registro de invasão biológica no Brasil. Deste total, quase metade (126 espécies) corresponde aos peixes, seguido de artrópodes (36), mamíferos (24) e moluscos (18) (Instituto Hórus 2022). Em relação aos invertebrados marinhos, grande parte da introdução destas espécies no Brasil é atribuída à circulação global de embarcações e às instalações portuárias. Estudos recentes apontam 106 invertebrados marinhos exóticos registrados no Brasil, dos quais 14 estão atualmente invadindo. Entre os Cnidários, destacam-se o coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*), que pode ser encontrado do estado de Santa Catarina até o estado do Ceará ao longo de 3.000 km de costa (Oigman-Pszczol et al. 2017, Soares et al. 2018), e quatro espécies de corais mole (Teixeira & Creed 2020). Entre os invertebrados de águas continentais há hoje 12 espécies exóticas invasoras, sendo seis artrópodes, cinco moluscos e um rotífero (Instituto Hórus 2022). Dentre eles, destaca-se o molusco invasor mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei*, que teve como porta de entrada o sul do Brasil e depois alcançou águas interiores, possivelmente pelo trânsito de embarcações com a presença do animal (Rosa & Assis 2020). Atualmente, o mexilhão-dourado está presente nas bacias hidrográficas dos rios Uruguai, Paraná, Paraguai e São Francisco, além das bacias do Atlântico Sul, Atlântico Sudeste e Atlântico Nordeste oriental (Hermes-Silva et al. 2021).

Dentre os vertebrados, os peixes apresentam o maior número de espécies exóticas invasoras (Frehse et al. 2016), e em sua maioria procedentes da América do Sul, com tendência de acréscimo associado principalmente às atividades de aquicultura

e comércio de espécies ornamentais. Para a região sudeste do Brasil já foram listadas 201 espécies, com destaque para as bacias do Alto Paraná (116 espécies) e Paraíba do Sul (96 espécies) (Tabela 1), e para peixes ornamentais (Bueno et al. 2021). Algumas bacias da região Sudeste encontram-se muito invadidas por peixes exóticos, especialmente os rios tributários do Alto Paraná, como os rios Grande e Paranapanema (Britton et al. 2018, Loures & Pompeu 2018, Garcia et al. 2021). No nordeste do Brasil, a produção de proteína animal por meio da piscicultura e estocagem pesqueira de açudes desencadeou uma série de introduções de peixes, realizada em grande parte por órgãos governamentais (Gurgel & Oliveira 1987, Brito et al. 2020). Apesar de apresentar a maior riqueza nativa de peixes de águas continentais do mundo (Dagosta & de Pinna 2019), a bacia amazônica também foi alvo da introdução de 21 espécies, com destaque para tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) e guppy (*Poecilia reticulata*) (Doria et al. 2021). A região amazônica, entretanto, permanece menos invadida, se comparada com outras grandes bacias brasileiras. Até o presente, cinco peixes marinhos foram reconhecidos como estabelecidos, mas apenas dois como invasores, o blenídeo (*Omobranchus punctatus*) (Teixeira & Creed 2020) e o peixe-leão (*Pterois volitans*) (Soares et al. 2022a).

Tabela 2.1 - Número de espécies nativas (NNat) e exóticas (NExot) de peixes nas principais bacias hidrográficas do Sudeste com números de espécies exóticas por situação populacional e a proporção de espécies exóticas (PExot) em relação ao número total de espécies na bacia. Extraído de Bueno et al. (2021).

Bacia hidrográfica	NNat	NExot	Status de invasão			PExot (%)
			Introduzida	Estabelecida	Invasora	
Doce	114	39	14	10	15	25,5
Jequitinhonha	68	20	5	6	9	22,7
Mucuri	47	14	6	3	5	22,9
Paraíba do Sul	127	96	50	27	19	43,0
São Francisco	190	39	20	9	10	17,0
Alto Paraná	265	116	60	21	35	30,4

Para os demais grupos de vertebrados terrestres, as introduções alcançam todos os biomas e ambientes do território nacional. São comuns os registros destes animais provenientes de fuga dos recintos de criação (Ferreira & de Lima 2012), assim como solturas intencionais de animais de estimação (dos Santos et al. 2020). Dentre os mamíferos, são 24 espécies atualmente consideradas invasoras, um aumento de sete espécies em relação a uma década atrás, das quais a lebre-europeia (*Lepus europaeus*) e o javali (*Sus scrofa*) têm as distribuições mais amplas

e em contínua expansão (da Rosa et al. 2017, Instituto Hórus 2022) (Figura 1). Registros recentes apontam sete anfíbios exóticos invasores, dentre eles a rã-touro-americana (*Lithobates catesbeianus*) introduzida para prover proteína animal, rã-de-unha-africana (*Xenopus laevis*) que alcançou o território brasileiro por meio do comércio ilegal, e o sapo-cururu (*Rhinella jimi*) introduzido para controle biológico (Fonseca et al. 2019). Os répteis, por sua vez, somam seis registros de invasores (Fonseca et al. 2019). A espécie mais conhecida e amplamente distribuída desse grupo é a lagartixa-doméstica (*Hemidactylus mabouia*), que conta também com o teiú (*Salvator merianae*), a tartaruga-tigre-d'água (*Trachemys dorbigni*) e a tartaruga-de-orelha-vermelha (*Trachemys scripta*).

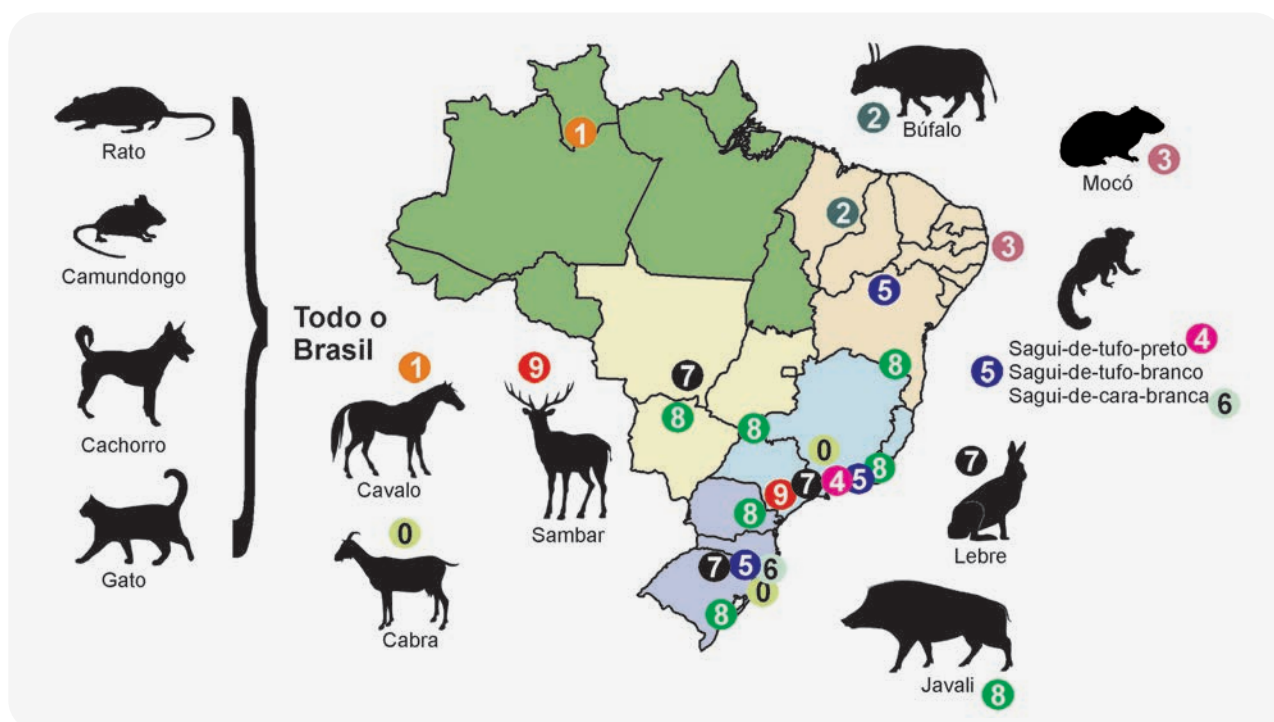


Figura 2.1 - Nome e distribuição de mamíferos exóticos invasores conhecidos para o Brasil, modificado de da Rosa et al. (2017).

2.2.3 Fungos microscópicos e microrganismos

A percepção sobre a invasão dos ambientes por microrganismos exóticos ocorre de forma diversa em relação a outros seres vivos. Em parte, esta percepção é prejudicada devido às características inerentes dos diferentes grupos microbianos, incluindo vírus, bactérias, fungos, microalgas e protozoários. Esses organismos são microscópicos, possuem diferentes estruturas de resistência e dispersão (correntes aéreas, partículas suspensas no ar, propágulos vegetais, aves migratórias) e, por isso, são de difícil controle (Cowan et al. 2011). Podem invadir virtualmente todos os ambientes da biosfera, desde que possuam a capacidade bioquímica e fisiológica adequada para se ajustar às condições desses ambientes. Além disso, são microscópicos e conseguem se dispersar facilmente, sendo extremamente complexo delimitar áreas de ocorrência nativas de microrganismos. Atualmente o

Centro de Segurança Alimentar e Saúde Pública (CFSPH) em parceria com o Instituto Federal Catarinense (IFC), mantém um site com informações sobre as principais doenças infecciosas, zoonóticas ou animais que podem apresentar comportamento invasor (The Center of Food Security & Public Health 2022).

A atividade humana, intencional ou não intencional, é um dos maiores problemas relacionados à introdução de fitopatógenos de plantas com interesse comercial. A vassoura-de-bruxa, doença do cacau produzido pelo fungo *Crinipellis perniciosa* teve seu relato de ocorrência no fim da década de 1980, e causou grande prejuízo à cultura do cacau, incluindo o abandono deste cultivo por muitos produtores (Sousa Filho et al. 2021). Outro exemplo de grande prejuízo produzido por fitopatógenos invasores é representado pela ferrugem da videira, uma das doenças mais importantes em uvas *Vitis* spp, causada pelo fungo *Phakopsora euvitis*. O primeiro registro deste fitopatógeno ocorreu no Paraná em 2001, depois se disseminou para outros estados, causando importantes perdas na produção (Batista et al. 2020). A Sigatoka-negra causada pelo fungo *Pseudocercospora fijiensis* tem sua origem mais provável no sudeste asiático, na região da Malásia, Filipinas e Indonésia (Mendoza & Ardales 2019). A doença foi detectada pela primeira vez no Brasil em 1998 no Estado do Amazonas e representa, atualmente, o maior risco para o cultivo da banana no mundo (Uchô et al. 2021).

A febre aftosa causada por um vírus do gênero *Aphthovirus* foi descrita pela primeira vez pelo monge italiano Hieronymus Fracastorius em 1514 (Sanullah et al. 2019). Os primeiros registros da sua introdução no Brasil ocorreram por volta de 1870, e até os dias atuais exige a vacinação do rebanho (Sajid et al. 2019). Recentemente a ocorrência da varíola dos macacos (*Orthopoxvirus*), doença viral originária do continente africano semelhante à varíola humana, foi registrada no Brasil. Ainda há o registro do vírus do Nilo Ocidental, um arbovírus do gênero *Flavivirus* causador da febre amarela. Cabe salientar que em algumas regiões os vírus não parecem ser endêmicos, mas são reintroduzidos regularmente por aves selvagens migratórias, deslocamentos humanos e de animais.

A dermatite nodular contagiosa é uma doença causada por poxvírus (gênero *Carpriopoxvirus*) em bovinos registrada em todo território nacional (The Center of Food Security & Public Health 2022). Embora a mortalidade seja baixa, as perdas econômicas resultam em redução na condição corporal, diminuição na produção de leite, abortos, infertilidade e danos ao couro (The Center of Food Security & Public Health 2022). Em qualquer caso suspeito ou diagnóstico laboratorial a notificação é obrigatória (The Center of Food Security & Public Health 2022). Há registros de invasão também por príons (proteínas infectantes) causadoras de patologias humanas e animais, sendo a mais conhecida denominada de mal da vaca-louca que resultou em perdas significativas do rebanho (Orge et al. 2021). Existem ainda diversas doenças animais, vegetais e zoonoses que podem representar grave risco à saúde pública e para a economia do país.

A invasão de ambientes por microrganismos exóticos é hoje uma realidade que gera grandes impactos para a sociedade e o meio ambiente. O controle e prevenção são difíceis, mas devem ser incentivados em todos os seus níveis, sejam eles nos aeroportos, barreiras sanitárias interestaduais e internacionais.

2.3 Status de Espécies Exóticas Invasoras por ecossistema

2.3.1 Águas continentais

2.3.1.1 Áreas úmidas (p.ex. pântanos, charcos, pauis, sapais e turfas)

As áreas úmidas correspondem a cerca de 20% do território nacional e detêm uma biota com íntima relação na interface dos sistemas aquático e terrestre (Junk et al. 2014). As gramíneas *Urochloa eminii* (braquiária-comum) e *Urochloa dictyoneura* (quicuío-da-Amazônia), introduzidas para forrageio bovino nas regiões mais elevadas, vêm expandindo o seu domínio nas planícies. A agressividade na colonização tem prevalecido e avançado sobre formações abertas nativas. O mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*), introduzido inicialmente na região da foz do rio da Prata, também já alcançou várias localidades do Pantanal e tem se mostrado um problema longe de ser contornado. Os peixes nativos, por exemplo, que correspondem a um importante recurso na área, estão sob ameaça dos tucunarés (*Cichla* spp). Esses predadores visuais originários das bacias do norte sul-americano (Amazons, Essequibo, Orinoco e Tocantins-Araguaia) encontram-se no Pantanal desde a década de 1980, em decorrência do rompimento de tanques de piscicultura na região dos rios Itiquira e Piquiri. No componente terrestre do Pantanal, porcos domésticos (*Sus scrofa*) que escaparam de criações se adaptaram muito bem ao ecossistema e apresentam populações invasoras (Alho et al. 2011).

2.3.1.2 Lântico (p.ex. lagos e lagoas)

As planícies aluviais e costeiras concentram os principais ambientes lânticos naturais do território brasileiro. Dentre as espécies exóticas invasoras nesses sistemas predominam peixes que desempenham cuidado parental e são típicos de ambientes lânticos em suas áreas de origem, como as tilápias dos gêneros *Oreochromis* e *Coptodon*, piranhas dos gêneros *Serrasalmus* e *Pygocentrus* e pelo menos cinco das nove espécies válidas de tucunarés (gênero *Cichla*) (Guimarães et al. 2021, Franco et al. 2021). Também ocorrem macrófitas aquáticas tanto submersas quanto na interface entre os ecossistemas aquático e terrestre, sendo as principais espécies invasoras o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), a macrófita invasora *Hydrilla verticillata* e a braquiária-do-brejo (*Urochloa arrecta*).

Apesar das lagoas costeiras diferirem amplamente nos teores de sais dissolvidos (podendo apresentar águas hipersalinas), a salinidade da água não configura uma barreira química para o estabelecimento de espécies exóticas invasoras de águas continentais. Entre lagoas costeiras situadas entre o Piauí e o Rio Grande do Sul, peixes exóticos representam cerca de 7% das 189 espécies de peixes continentais (Guimarães et al. 2021).

2.3.1.3 Lótico (p.ex. rios, córregos e riachos)

Os ambientes lóticos têm se mostrado susceptíveis a invasões biológicas, especialmente porque representam corredores de dispersão natural, mas também porque são vulneráveis a todos os processos que acontecem na bacia de drenagem. Ao

drenar territórios de usos múltiplos, como áreas urbanas, de agricultura, pecuária e aquicultura, os cursos d'água permitem o transporte e promovem a dispersão de espécies terrestres e aquáticas, incluindo as exóticas invasoras. Sementes, larvas e ovos de espécies exóticas invasoras encontram vias de dispersão passiva e ativa nos canais dos rios, e tendem a incrementar o complexo de espécies nos trechos inferiores, em sua maior parte sob efeito de barramentos (Araújo et al. 2009, Assis et al. 2017, Pelicice et al. 2018).

Nos trechos serranos de algumas bacias hidrográficas do sudeste e sul, peixes exóticos originários das zonas temperadas encontraram condições propícias (p.ex., baixa temperatura e elevada oxigenação da água) para estabelecerem populações viáveis. A soltura deliberada de alevinos por pescadores esportivos e os escapes de tanques de cultivo figuram como as principais fontes de introdução de espécies exóticas invasoras como a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), o black bass (*Micropterus salmoides*), e o bagre do canal (*Ictalurus punctatus*) (Lazarotto & Caramaschi 2009, Daga et al. 2016). A piscicultura também tem se constituído um importante vetor de espécies exóticas em riachos. Nos riachos de Mata Atlântica que cortam áreas de piscicultura ornamental, como acontece no polo de Muriaé (MG), múltiplas espécies de peixes (e outros organismos) invadiram os ecossistemas naturais. Atualmente, há registro de 44 peixes exóticos oriundos de diferentes drenagens e regiões zoogeográficas do planeta, como as espécies invasoras guppy (*Poecilia reticulata*), molinésia (*Poecilia sphenops*) e plati (*Xiphophorus maculatus*) (Magalhães et al. 2021). Em regiões de tilapicultura, como acontece no oeste paranaense, a abundância de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) nos riachos é determinada pela intensidade de cultivo na bacia, indicando que os escapes têm papel importante no processo de invasão e estabelecimento de populações (Forneck et al. 2021). Escapes de piscicultura também ocasionaram a invasão por tilápias em igarapés amazônicos (Bittencourt et al. 2014).

Hoje, o canal principal de grandes rios brasileiros se encontra colonizado por diferentes espécies exóticas invasoras, especialmente peixes, como observado nos rios Paranapanema, Tietê, Paraná, Paraíba do Sul, São Francisco e Jequitinhonha (Júlio Júnior et al. 2009, Barbosa et al. 2017, Garcia et al. 2018, Smith et al. 2018, Bueno et al. 2021). Nos trechos médio e baixo do rio Tietê, um total de 28 espécies de peixes foram introduzidas e se tornaram invasoras (Biagioni et al. 2013, Smith et al. 2018), ao passo que 33 invadiram o alto rio Paraná com a construção da barragem de Itaipu (Júlio Júnior et al. 2009). No baixo rio São Francisco, a regulação da vazão do rio decorrente da cascata de reservatórios proporcionou condições favoráveis à invasão pelo peixe amazônico pacu-CD (*Metynnis lippincottianus*) (Assis et al. 2017). Altas taxas de invasão também têm sido registradas em bacias caracterizadas por elevado endemismo da fauna, como a bacia do rio Iguazu, com 29 espécies de peixes exóticos invasores (Daga et al. 2016).

Entre os protistas de água continentais, o dinoflagelado *Ceratium furcoides* tem ganhado destaque como um dos mais bem sucedidos invasores nos ambientes aquáticos continentais sul-americanos, principalmente no Brasil (Macêdo et al. 2021)

(Figura 2.2). A expansão silenciosa ainda não é bem compreendida, porém, densas florações têm causado efeitos deletérios à biodiversidade aquática pelágica e à qualidade de água para consumo humano (Corrêa et al. 2022). Episódios de mortalidade de peixes (Pacheco et al. 2021) e novas ocorrências em importantes bacias brasileiras têm chamado atenção, tornando medidas preventivas imprescindíveis (Corrêa et al. 2022). Além disso, o manejo e a mitigação dos danos ainda são pouco investigados em relação ao custo e eficácia, bem como aos seus impactos indiretos.

Assim como os peixes, macrófitas aquáticas tanto submersas quanto de superfície são abundantes em margens de rios e riachos, sendo as principais espécies invasoras o lírio-do-brejo (*H. coronarium*), a macrófita *H. verticillata* e a braquiária-do-brejo (*U. arrecta*) (Araújo et al. 2009, Casatti et al. 2006), mostrando grande plasticidade já que ocorrem também em ambientes lênticos. Essas plantas conseguem colonizar extensivamente os ambientes litorâneos dos rios, produzindo elevada biomassa (Fernandes et al. 2013, Sato et al. 2020). A invasão por espécies de Poaceae (capins) e Zingiberaceae (lírios) é comum nas drenagens da região sudeste (Araújo et al. 2009, Casatti et al. 2006), mas também existem registros na bacia Amazônica (Fares et al. 2020).

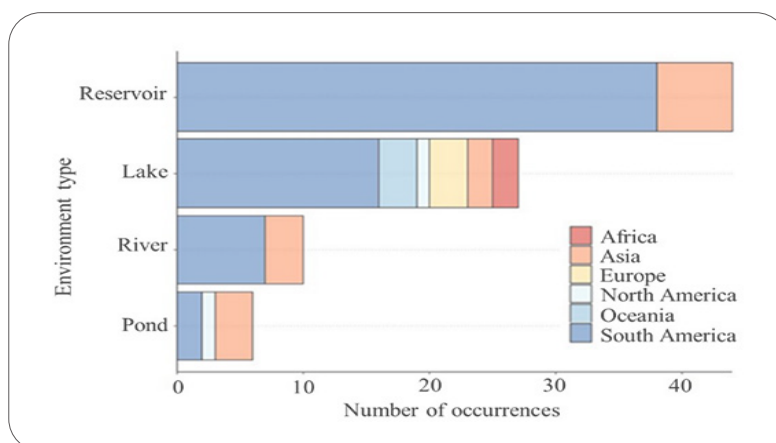


Figura 2.2 - Relação do número de ocorrências do dinoflagelado *Ceratium furcoides* em função do tipo de ambiente em distribuição global.

2.3.2 Marinho

2.3.2.1 Zona Nerítica/Costeira Pelágica

A Zona nerítica/costeira pelágica é formada por um conjunto de ecossistemas costeiros que sofrem a influência das marés, abrangendo desde a camada de água situada sobre a plataforma continental e as águas adjacentes que banham a zona litoral. Os organismos que vivem nesse habitat são os representantes do nécton e plâncton. É o ecossistema que historicamente recebeu descarte de água de lastro de embarcações, principalmente próximo às áreas portuárias. Entretanto, nesta zona há muito menos registros de espécies exóticas pelágicas do que bentônicas (Lopes et al. 2009, Teixeira & Creed 2020), uma vez que o plâncton do Oceano

Atlântico Sul é um assunto particularmente negligenciado pela ciência (Farrapeira et al. 2011, Rocha et al. 2013), sendo considerado um “problema invisível” (Soares et al. 2018).

Atualmente treze espécies planctônicas exóticas são conhecidas no Brasil, sendo três do fitoplâncton (uma diatomácea *Coscinodiscus wailesii* e duas pirrófitas *Alexandrium tamarense* e *Gymnodinium catenatum*). As espécies de zooplâncton marinhas invasoras são uma cladocera (Onychopoda) *Pleopsis schmackeri*, oito copépodes, sendo dois calanoides (*Pseudodiaptomus trihamatus* e *Temora turbinata*), dois cyclopoida (*Apocyclops borneoensis* e *Paracyclops longifurca*) e três harpacticoida (*Phyllopodopsyllus setouchiensis*, *Phyllopodopsyllus aegypticus* e *Laophontella horrida*), uma água viva *Phyllorhiza punctata* e um hidrozoário gimnoblástico (*Cnidostoma fallax*) (Lopes et al. 2009, Nascimento et al. 2019, Teixeira & Creed 2020).

Em relação ao nécton marinho, cinco peixes exóticos são estabelecidos nas águas da zona nerítica/costeira pelágica do Brasil (Teixeira & Creed 2020, Instituto Hórus 2022). Os mais difundidos são o blenídeo (*Omobranchus punctatus* - considerado invasor) e o dorminhoco-de-lama (*Butis koilomatodon*), ambos de origem Indo-Pacífica (Gerhardinger et al. 2006, Macieira et al. 2012, Contente et al. 2015, 2016). O peixe-sapo (*Opsanus beta*) é uma espécie exótica invasora em regiões estuarinas no sudeste e sul do Brasil (Cordeiro et al. 2020) e o chromis açoriano (*Chromis limbata*) ocorre em recifes rochosos em Santa Catarina desde 2008 (Anderson et al. 2017), com registros também em São Paulo e Rio Grande do Sul (Anderson et al. 2020). Porém, destaca-se o peixe-leão (*Pterois volitans*) que tem sido registrado na zona costeira (Ferreira et al. 2015, Luiz et al. 2021) e repetidamente em Fernando de Noronha (veja Zona Oceânica Pelágica). Relatos recentes mostram expansão da área de invasão pelo nordeste do Brasil, da costa do Ceará (Soares et al. 2022a) até o litoral de Pernambuco.

2.3.2.2 Zona Nerítica/Costeira Bentônica

A zona nerítica/costeira bentônica refere-se ao substrato (consolidado ou não) desde a zona entremarés (conhecida como litoral) até o infralitoral e plataforma continental (até 200 m de profundidade). Os organismos bentônicos são aqueles que vivem associados ao substrato, dentro ou sobre os sedimentos, fixos ou vágeis sobre rochas e demais categorias de substratos. A maioria das espécies exóticas invasoras marinhas ocorre nesta zona. Dentre as espécies exóticas invasoras brasileiras, entre 77 e 83% das espécies marinhas pertencem ao bentos (Lopes et al. 2009, Teixeira & Creed 2020).

As principais espécies exóticas invasoras nas zonas costeiras bentônicas no Brasil são dos grupos Malacostraca (n = 20 espécies exóticas invasoras), Ascidiacea (n = 14), Anthozoa (n = 9) e Hexanauplia (n = 9) (Teixeira & Creed 2020). Quatro bivalves se destacam como espécies exóticas invasoras em zona nerítica/costeira bentônica: o bivalve *Isognomon bicolor* (López et al. 2014), o mexilhão-de-tâmara-tesoura

(*Leiosolenus aristatus*) (Cavallari et al. 2012), o mexilhão-falso-de-Conrad (*Mytilopsis leucophaeata*) (Rizzo et al. 2014) e o mexilhão-verde-asiático (*Perna viridis*) (Messano et al. 2019). Os poliquetas *Branchiommma luctuosum* e *Hydroides elegans* (Schwan et al. 2016, Oricchio et al. 2019), o siri-bidu *Charybdis (Charybdis) hellerii* (Tavares 2011) e a ascídia *Styela plicata* (Rocha et al. 2009) também são invasoras marinhas bentônicas.

Atualmente, a espécie exótica invasora marinha mais difundida (15 estados) é o camarão-branco-do-Pacífico (*Penaeus vannamei*) (Teixeira & Creed 2020). Originário do Pacífico oriental, o camarão-branco-do-Pacífico foi introduzido no Brasil em 1983 e desde então tem sido comumente pescado e cultivado em cativeiro para fins comerciais (Vilasboa et al. 2020). Outras espécies invasoras marinhas amplamente difundidas são o siri-bidu, que ocorre em onze estados, *I. bicolor* (dez estados), o coral-floco-de-neve (*Carijoa riisei*), o ofiuróide-amarelo (*Ophiothela mirabilis*) e a alga vermelha *Pyropia acanthophora* (oito estados cada). As cracas *Amphibalanus reticulatus* e *Megabalanus coccopoma* e corais-sol *T. coccinea* e *T. tagusensis* ocorrem em sete estados cada (Lopes et al. 2009, Oliveira et al. 2009, Concepcion et al. 2010, Carlton 2011, Tavares 2011, Creed et al. 2017, Teixeira & Creed 2020, Dias et al. 2013, López et al. 2014, Milstein et al. 2015, Thé de Araújo et al. 2018, Soares et al. 2020).

2.3.2.3 Zonas Oceânicas Pelágica e Bentônica

Em contraste com a Zona Nerítica/Costeira, a qual sofre influência direta das marés, a Zona Oceânica corresponde à maior parte do território marinho nacional. Esta zona é caracterizada por uma pressão antrópica reduzida quando comparada à Zona Costeira (IBGE 2011). As condições abióticas de grande parte da Zona Oceânica, incluindo profundidade, luminosidade e disponibilidade de alimento, são fatores limitantes para ocorrência de grupos marinhos tradicionalmente relatados como invasores na Zona Costeira. Entre a biota pelágica exótica na Zona Oceânica, ao menos duas espécies do zooplâncton marinho relatadas na Zona Nerítica/Costeira foram ocasionalmente relatadas; o cladocera *Pleopis schmackeri* e o copépode calanóide (*T. turbinata*) (Lopes et al. 2009). Adicionalmente, ao menos duas espécies de algas flutuantes, *Sargassum natans* e *Sargassum fluitans*, anteriormente relatadas no Atlântico Norte, têm sido relatadas em águas oceânicas e costeiras do Brasil desde 2014, porém a origem dessas massas de algas ainda é desconhecida (Sissini et al. 2017).

Na zona oceânica são encontrados conjuntos de ilhas oceânicas brasileiras que proporcionam condições favoráveis para ocorrência de espécies marinhas exóticas invasoras: as ilhas dos arquipélagos de Fernando de Noronha, Trindade e Martim Vaz, São Pedro e São Paulo, e o atol das Rocas. No entanto, os estudos da biota marinha nessas regiões são escassos quando comparados à zona costeira (Longo et al. 2015, Pinheiro et al. 2015, Matheus et al. 2019, Pimentel et al. 2020, Pinheiro

et al. 2020). Dentre os arquipélagos, Fernando de Noronha possui uma maior exposição aos vetores de introdução biológica, resultado da elevada procura turística, resultante de um tráfego marítimo mais intenso (Soto 2009). Um levantamento rápido da biota incrustante nas embarcações operantes em Fernando de Noronha relatou ao menos 19 espécies exóticas animais, incluindo o molusco bivalve invasor *Mytilopsis leucophaeata*, e o cirripédio *Amphibalanus amphitrite*, conhecido pelo potencial invasor em outras localidades no mundo (Farrapeira et al. 2007). A única espécie exótica marinha relatada para o atol das Rocas é a alga verde *Halimeda opuntia*, coletada pela primeira vez em 2012 na região (Sissini et al. 2014), com possível origem da espécie o oceano Indo-Pacífico, ou o transporte de propágulos de áreas adjacentes à região do próprio atol.

2.3.3 Terrestre

2.3.3.1 Florestas

Ambientes florestais estão distribuídos por todos os biomas brasileiros, sendo heterogênea a diversidade e quantidade de plantas exóticas estabelecidas nesses ambientes. Mesmo assim, alguns padrões marcantes podem ser detalhados, considerando principalmente a relação entre a quantidade de espécies estabelecidas e invasoras, e o grau de conservação dos biomas (Zenni 2015). A situação é contrastante para os dois maiores biomas florestais do país. Para a Amazônia, a qual ainda apresenta cerca de 80% de áreas naturais remanescentes, o número de espécies invasoras é o mais baixo entre os domínios brasileiros (Zenni & Dechoum 2013, Zenni 2015). A situação oposta ocorre para o bioma da Mata Atlântica, o qual apresenta somente entre 12% e 28% de sua área original e o maior número absoluto de espécies exóticas estabelecidas e invasoras (Ribeiro et al. 2009, Rezende et al. 2018, SOS Mata Atlântica 2019).

Florestas costeiras da Serra do Mar e do Alto Paraná somam 191 espécies exóticas invasoras, enquanto a Floresta de Araucárias reúne 159 espécies exóticas invasoras (Dechoum et al. 2021). As florestas com menos espécies exóticas invasoras atualmente são as florestas da região Amazônica (Dechoum et al. 2021). Para além dos números de espécies, a heterogeneidade da composição das plantas exóticas invasoras é um importante elemento de comparação dos ecossistemas florestais do Brasil. Nas florestas do domínio da Mata Atlântica, há muitas plantas ornamentais herbáceas, como, por exemplo, a maria-sem-vergonha (*Impatiens walleriana*) ou a trapoeraba ou lambari (*Tradescantia zebrina*). Em florestas decíduas, semi-decíduas e até ombrófilas, incluindo também zonas de transição entre floresta e cerrado, pode-se citar, por exemplo, a leucena (*Leucaena leucocephala*), invasora de fragmentos florestais degradados; a uva-do-japão (*H. dulcis*), invasora em florestas subtropicais principalmente no Sul do país; a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*), e o ipê-de-jardim (*Tecoma stans*), invasoras em florestas e locais degradados no bioma da Mata Atlântica, respectivamente.

A fauna exótica invasora em ambientes florestais é composta na maioria por mamíferos como javali e seus híbridos (*Sus scrofa*) e diferentes espécies de saguis do gênero *Callithrix* e seus híbridos (da Rosa et al. 2017). Cães domésticos (*Canis lupus familiaris*) asselvajados também são uma relevante espécie exótica invasora em florestas das regiões sul e sudeste do Brasil, sendo o mamífero mais abundante em fragmentos florestais de Minas Gerais (Paschoal et al. 2012) e um voraz predador de espécies nativas (Galetti & Sazima 2006, Lessa et al. 2016).

2.3.3.2 Cerrado

São conhecidas atualmente ao menos 225 plantas exóticas estabelecidas no Cerrado, das quais ao menos 36 espécies são consideradas invasoras (Zenni & Ziller 2011, Zenni 2015), constituídas principalmente por gramíneas de origem africana introduzidas e cultivadas como plantas de pastagem para forrageio (Zenni 2014). O registro de estabelecimento de plantas exóticas invasoras no Cerrado remonta ao Século XIX, o que fez com que algumas dessas espécies fossem por anos erroneamente consideradas espécies nativas, tais como o capim-gordura (*Melinis minutiflora*) e o capim-jaraguá (*Hyparrhenia rufa*) (Zenni & Ziller 2011). A distribuição de plantas exóticas invasoras no Cerrado é bastante ampla, com a maioria das espécies ocorrendo em toda a extensão do bioma, mas de forma predominante em áreas com grande influência antrópica, próximo de estradas e com prática de pecuária (Guimarães Silva et al. 2020). A invasão biológica por pinheiros-americanos (*Pinus* spp.), muito frequente em outros ecossistemas abertos (p.ex., campos e restingas), é menos intensa no Cerrado, embora também ocorra e seja uma preocupação futura (Braga et al. 2014, Cazetta & Zenni 2020).

Pesquisas sobre invasões biológicas no Cerrado focaram predominantemente em plantas e há relativamente pouco conhecimento sobre invasões por animais exóticos. Para mamíferos exóticos, há registros de invasões biológicas no Cerrado por búfalos (*Bubalus bubalis*), javali (*Sus scrofa*), lebre-europeia (*Lepus europaeus*), gatos (*Felis catus*) e cães domésticos (*Canis familiaris*) asselvajados (Lessa et al. 2016, da Rosa et al. 2017). Os principais animais exóticos invasores registrados são animais fortemente associados com o ser humano e que tendem a ser introduzidos de forma intencional e escapam ao cativeiro. Há uma importante lacuna de conhecimento da fauna exótica invasora de invertebrados terrestres no Cerrado, embora já tenham sido detectados alguns registros de invasão por moscas (Döge et al. 2015, Cavalcanti et al. 2022).

2.3.3.3 Pantanal

A biodiversidade do Pantanal é influenciada pelos biomas adjacentes (Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Chaco), havendo poucas espécies endêmicas da flora (Pott et al. 2011) e não havendo registros de ocorrência de espécies endêmicas de mamíferos (Tomás et al. 2017). Das 2.000 espécies de plantas listadas para o Pan-

tanal, cerca de 10% são consideradas exóticas (Pott et al. 2021) e dessas, algumas com potencial invasor, tais como as gramíneas, capim-torpedo (*Panicum repens*) e as do gênero *Urochloa*, destacando a braquiária-do-brejo (*U. arrecta*) e braquiária-aquática (*U. distachya*), adaptadas ao pulso de inundação (Santos et al. 2021).

No Pantanal, existem cerca de 300 espécies de peixes, sendo três delas introduzidas com alto potencial de invasão. Há registros de introdução do tucunaré-azul (*Cichla piquiti*) e do tambaqui (*Colossoma macropomum*) na década de 1980 a partir de escapes dos tanques localizados nos rios Piquiri e Itiquira, na margem esquerda do alto Paraguai (Resende et al. 2008, Alho et al. 2011). Essas espécies podem ser encontradas atualmente em tributários da margem direita e já recebem atenção na pesca esportiva (Resende et al. 2008, Córdova Junior 2022). Recentemente, outra espécie de tucunaré (*C. kelberi*) foi registrada no alto Paraguai, e sua distribuição, a princípio, se restringe a essa área (Ortega 2015).

A herpetofauna do Pantanal tem cerca de 135 espécies nativas. *Hemidactylus mabouia*, um pequeno lagarto da família Gekkonidae, conhecido como lagartixa, é a única espécie exótica da herpetofauna encontrada na região (Strussmann & Sazima 1993, Junk et al. 2006), bem como em outros ecossistemas do Brasil (Rocha et al. 2011).

Com relação aos mamíferos, no último levantamento realizado na Bacia do Alto Paraguai, foram registradas 236 espécies nativas e quatro exóticas invasoras: a lebre europeia (*Lepus europaeus*), rato-comum (*Rattus rattus*), búfalo (*Bubalus bubalis*) e o javali (*Sus scrofa*), também denominado porco-monteiro na região. Este foi introduzido em dois momentos históricos: o primeiro no período da invasão europeia e o segundo, após a década de 1950 (Alho et al. 2011, Tomás et al. 2017).

Para a fauna de invertebrados, ocorrem no Pantanal o besouro coprófago conhecido como rola-bosta-africano (*Digitonthophagus gazella*), além do mexilhão-dourado (*Limnoperma fortunei*) e o caracol-gigante-africano (*Lissachatina fulica*) (Oliveira et al. 2010, Piovezan et al. 2018). A abelha africanizada, presente em todo o território brasileiro, possui um híbrido muito agressivo entre as subespécies *Apis mellifera ligustica* (abelha-italiana) com *Apis mellifera scutellata* (abelha-africana) detectada apenas no Pantanal (Junk et al. 2006).

2.3.3.4 Campos (p.ex. estepe e pampas)

O bioma Pampa é invadido por cerca de 50 espécies vegetais, com destaque para gramíneas de origem africana, como as braquiárias (*Urochloa* spp.) e o capim-annoni (*Eragrostis plana*) (Fonseca et al. 2013). O capim-annoni foi introduzido não intencionalmente na década de 1950 e, por demonstrar tolerância às características climáticas do ecossistema, incluindo as geadas, suas sementes foram comercializadas; atualmente a espécie ocupa quase 2 milhões de hectares no Rio Grande do Sul. Apesar da relevância das gramíneas africanas como invasoras no Pampa,

a maioria das plantas exóticas invasoras no ecossistema tem origem europeia (Fonseca et al. 2013). Para além do Pampa, as estepes dos campos sulinos são atualmente dominadas por pinheiros-americanos invasores (gênero *Pinus*, principalmente *Pinus elliottii*) e inúmeros fragmentos de campos sulinos desapareceram tomados pela invasão por *Pinus* (Ziller & Galvão 2002). Nas estepes tropicais do semiárido, pelo menos 26 plantas exóticas invasoras são conhecidas, sendo as mais representativas a algaroba (*Prosopis* spp.) e charuto-do-rei (*Nicotiana glauca*) (Asth et al. 2021).

Para os vertebrados não existem dados consolidados sobre números de espécies exóticas invasoras em regiões de campos, embora se saiba que estes são os ecossistemas onde ocorrem as invasões por médios e grandes herbívoros, como o cervo (*Cervus unicolor*), o cervo axis (*Axis axis*), o cavalo (*Equus caballus*), o javali (*Sus scrofa*) e a lebre-europeia (*Lepus europaeus*); todas espécies exóticas invasoras confirmadas nos diferentes ecossistemas campestres do Brasil (da Rosa et al. 2017). A situação do conhecimento sobre os invertebrados é similar, embora se reconheçam algumas espécies exóticas invasoras amplamente disseminadas nos ecossistemas campestres, como a abelha-africana (*Apis mellifera*) e o mosquito-da-dengue (*Aedes aegypti*).

2.3.3.5 Caatinga

São reportadas 202 plantas terrestres exóticas estabelecidas no bioma da Caatinga (Flora e Funga do Brasil 2022), com 28 espécies exóticas identificadas como invasoras (Pinto et al. 2020), quatro delas as mais comuns. *Calotropis procera* (Apocynaceae), conhecido popularmente como algodão-de-seda, é nativa da África e Ásia, introduzida no Brasil pelo seu potencial ornamental, invadindo áreas antropizadas na Caatinga, além de Cerrado e Restinga. É comumente encontrada à beira de estradas, prejudicando o desenvolvimento de espécies nativas em função de suas densas populações com efeito alelopático (Sobrinho et al. 2013, Pinto et al. 2020). *Cryptostegia madagascariensis* (Apocynaceae), nativa da África e conhecida no Brasil como unha-do-diabo, foi introduzida em decorrência do potencial ornamental, e invade áreas antropizadas e alagadas na Caatinga, por vezes formando densas populações que sombreiam e prejudicam espécies nativas (Pinto et al. 2020). *Parkinsonia aculeata* (Fabaceae), conhecida popularmente como turco ou espinheiro-de-Jerusalém, é nativa de regiões semi-áridas da América Tropical e introduzida pelo potencial ornamental, sendo invasora no Brasil, principalmente na Caatinga (Pinto et al. 2020); e *Prosopis juliflora* (Fabaceae), a algarobeira, nativa do Sul da América do Norte até o Norte da América do Sul, invade áreas úmidas da Caatinga, formando densas populações (Pinto et al. 2020).

O bioma Caatinga, apesar de ser a área semiárida mais populosa do planeta e, conseqüentemente, com muitos distúrbios antrópicos, apresenta relativamente pequena quantidade de estudos com suas espécies vegetais exóticas, principalmente

se comparada aos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado. Estudos com espécies exóticas na Caatinga foram publicados recentemente, ainda assim são poucos os que tratam efetivamente do manejo dessas espécies invasoras (Pinto et al. 2020).

Cinquenta e cinco das cerca de 370 espécies de peixes registradas para o bioma Caatinga são exóticas (Lima et al. 2017, Ramos et al. em preparação). Com o objetivo de aumentar a disponibilidade de proteína animal no Nordeste brasileiro, o Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) ainda na primeira metade do século XX, passou a introduzir em açudes e reservatórios do semi-árido espécies de peixes de outros continentes (carpa-comum *Cyprinus carpio*, tilápia *Coptodon rendalli* e tilápia-do-Nilo *Oreochromis niloticus*) e de bacias sul americanas, com destaque para a bacia Amazônica (apaiari *Astronotus ocellatus*, tucunarés *Cichla* spp., tambaqui *Colossoma macropomum*, e corvina *Plagioscion squamosissimus*) (DNOCS 2002, Attayde et al. 2007, Leão et al. 2011, Brito et al. 2020).

Dos animais domésticos exóticos estabelecidos, há populações de jumentos (*Equus asinus*) que têm se tornado asselvajadas, assim como a presença do javali (*Sus scrofa*). No caso do jumento nordestino, o estabelecimento se deve ao abandono desses animais, decorrente da introdução de máquinas na área rural, o que requer políticas institucionais para controle populacional (Araújo et al. 2017).

2.3.3.6 Restinga

Pela ampla faixa latitudinal que ocupam na costa Atlântica, por estarem entre os ambientes primeiramente ocupados no processo de colonização européia, concentrando na atualidade grande parte da população brasileira, as restingas apresentam grande presença de espécies exóticas invasoras. Ao menos 59 espécies exóticas invasoras são conhecidas para as restingas da costa atlântica brasileira (Dechoum et al. 2021). Nas restingas da região Nordeste, são 33 plantas exóticas invasoras confirmadas (Fabricante et al. 2021). As espécies algodão-de-seda (*Calotropis procera*), grama egípcia (*Dactyloctenium aegyptium*), leucena (*Leucaena leucocephala*), mamona (*Ricinus communis*) e castanheira ou amendoeira-da-praia (*Terminalia catappa*) são as mais frequentes (Santos & Fabricante 2018, Fabricante et al. 2021). Já nas restingas do Norte Fluminense, 15 das 45 espécies de gramíneas registradas em associação com as lagoas costeiras são exóticas invasoras, seis delas do gênero *Urochloa*. Uma espécie de braquiária (*Urochloa dictyoneura*) responde por mais de 90% da biomassa de gramíneas exóticas nesse sistema, inicialmente introduzida em consórcio de pecuária com o cultivo de coco (*Cocos nucifera*) (Araújo et al. 2023). Na região sul, o número de plantas exóticas invasoras é similar, porém as espécies mais comuns são castanheira ou amendoeira-da-praia (*Terminalia catappa*), pinheiros-americanos (*Pinus elliotii* e *P. taeda*), o margaridão ou girassol-mexicano (*Tithonia diversifolia*), o chorão-das-praias ou onze-horas (*Carpobrotus acinaciformis*) e a piteira (*Furcraea foetida*).

Para a fauna, armadilhas fotográficas instaladas em áreas de vegetação arbórea e arbustiva na restinga do Norte Fluminense registraram em elevada frequência a ocorrência tanto do cão-doméstico (*Canis familiaris*) quanto do gado (*Bos taurus*), além do cavalo (*Equus caballus*), porco-doméstico (*Sus scrofa*) e gato (*Felis catus*), esses em menor proporção (Araújo et al. 2023). Outros mamíferos exóticos e invasores com efeitos negativos registrados nas restingas do Brasil incluem os saguis (*Callithrix* spp.) (Ballarini et al. 2021). Em duas áreas de restinga do Espírito Santo, Área de Proteção Ambiental de Setiba e Parque Estadual Paulo César Vinha, a detecção do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) por armadilhas fotográficas, reduziu aproximadamente pela metade na presença de registros de cachorro doméstico (Monteiro-Alves et al. 2019).

2.3.4 Ecossistemas antrópicos

2.3.4.1 Urbano e periurbano

Em 2018, a ONU estimou que 87,3% da população brasileira vivia em área urbana, e para 2050, a estimativa é que essa proporção chegue a 92,4% (United Nations et al. 2019). As cidades, por sua vez, substituem as áreas naturais, eliminando espécies nativas e criando áreas propícias ao estabelecimento de espécies exóticas invasoras (Cadotte et al. 2017, Santos et al. 2019, Santana Marques et al. 2020). As cidades, e principalmente as grandes metrópoles, são particularmente vulneráveis às espécies exóticas invasoras devido ao grande tráfego de pessoas, *commodities* e bens via portos e aeroportos (Mack et al. 2000, McCullough et al. 2006, van Ham et al. 2013). Essas condições fazem das cidades os pontos quentes mais importantes de invasões biológicas no mundo (van Ham et al. 2013).

Uma revisão de literatura recente sobre 93 áreas urbanas indica ao menos 67 árvores exóticas invasoras em cidades brasileiras, sendo as cidades do bioma Mata Atlântica as mais ricas em árvores exóticas invasoras (Heringer et al. 2021). As cinco árvores invasoras mais proeminentes em cidades brasileiras segundo a literatura são castanheira (*Terminalia catappa*), a mangueira (*Mangifera indica*), a goiabeira (*Psidium guajava*), a murta-de-cheiro (*Murraya paniculata*) e o ipê-de-jardim (*Tecoma stans*) (Heringer et al. 2021). Introduções intencionais são as principais fontes de espécies exóticas invasoras nas cidades (Padayachee et al. 2017).

Horticultura, animais de estimação e ornamentação são apontadas como algumas das principais causas da introdução intencional de novas espécies exóticas invasoras em cidades (Padayachee et al. 2017). A arborização urbana, por exemplo, muitas vezes realizada sem considerar invasões biológicas, dá preferência a espécies exóticas em detrimento de espécies nativas (Heringer et al. 2021). Na cidade de Forquilha (CE), por exemplo, das 1.889 árvores amostradas em 2013, apenas cinco (0,3%) eram de espécies nativas (Rufino et al. 2019). Em relação à fauna, para os vertebrados são frequentes as ocorrências de ratos (ratazana e rato-comum) e camundongos (*Mus musculus*), cães e gatos domésticos e saguis do gênero *Callithrix*

(da Rosa et al. 2017). Cães domésticos são abundantes em fragmentos florestais urbanos no interior de São Paulo e Minas Gerais (Galetti & Sazima 2006, Paschoal et al. 2012). Dentre os invertebrados, destacam-se os insetos mosquito-da-dengue (*Aedes aegypti*), a abelha-africana (*Apis mellifera*) e o caracol-gigante-africano (*Lissachatina fulica*).

2.3.4.2 Terras cultivadas

É comum o uso de espécies exóticas de rápido crescimento e alta produção de biomassa em sistemas agrícolas e agroflorestais, que se tornam invasoras quando mal manejadas. Esse é o caso das gramíneas africanas e espécies lenhosas como a leucena (*Leucaena leucocephala*), o margaridão ou girassol-mexicano (*Tithonia diversifolia*), eucaliptos do gênero *Eucalyptus* e pinheiros-americanos (*Pinus* spp.) (Zenni 2014, Ziller et al. 2018, Cazetta & Zenni 2020). Porém, sistemas agrícolas também sofrem impactos de espécies exóticas invasoras. Por exemplo, a mosca-branca (*Bemisia tabaci*) é atualmente uma das principais pragas da agricultura, pois se alimenta da seiva das plantas. Foi introduzida no Brasil no final de 1990, provavelmente com a importação da planta ornamental poinsettia (*Euphorbia pulcherrima*), que estava infestada (Villa Bôas e Branco, 2009). No Brasil, desde o final do século XIX, foram registradas 24 espécies de insetos exóticos invasores com presença em terras cultivadas (Oliveira et al. 2013). Um exemplo de praga que gera grandes perdas econômicas é a lagarta *Helicoverpa armigera*, introduzida recentemente no Brasil, e que tem atacado plantações de milho, soja e algodão (Martin Neto et al. 2016).

2.3.4.3 Represas e reservatórios

Represas artificiais representam ambientes altamente suscetíveis à invasão, especialmente porque apresentam condições ambientais muito alteradas e com biota empobrecida (Agostinho et al. 2016) (Figura 3). De fato, espécies exóticas são elementos comuns nesses ambientes, as quais podem somar elevada diversidade e biomassa (dos Santos et al. 2021). Reservatórios de hidrelétricas, em particular, foram invadidos por muitas espécies de peixes, a partir de solturas deliberadas ou escapes de sistemas de cultivo. As macrófitas aquáticas exóticas invasoras representam outro grupo frequente nos reservatórios. Em Itaipu, rio Paraná, cinco espécies foram registradas, com destaque para a submersa macrófita invasora *Hydrilla verticillata* e a braquiária emergente *Urochloa subquadripara*, as quais apresentam elevada frequência de ocorrência e biomassa (Mormul et al. 2009, Florêncio et al. 2021).

TENDÊNCIAS DE INVASÃO PROVOCADA POR UMA BARRAGEM

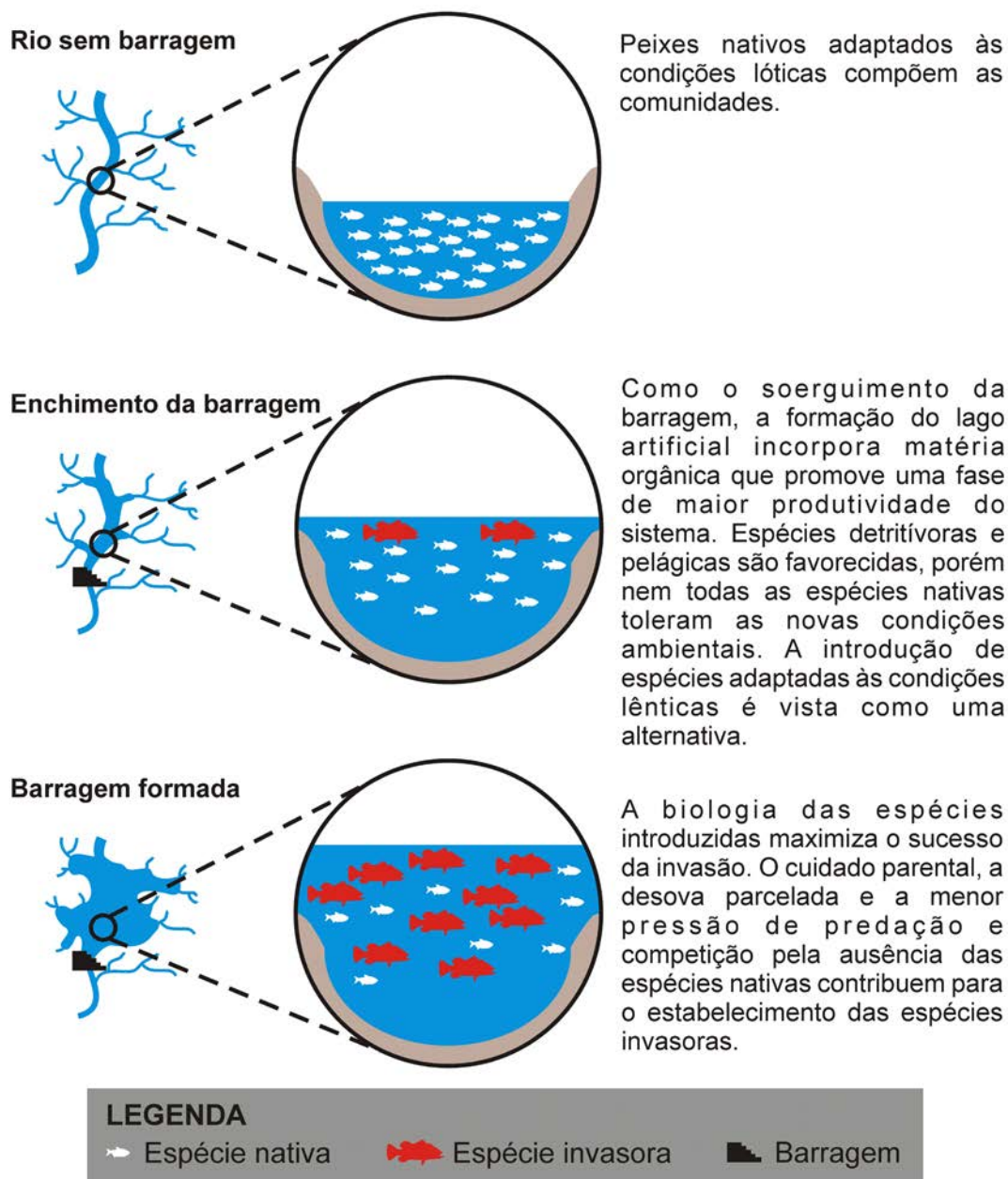


Figura 2.3 - Descrição da relação entre alterações ambientais provocadas pela instalação de barragens em rios e invasão biológica por peixes introduzidos.

Em estudos de ampla abrangência geográfica nos reservatórios das principais drenagens brasileiras, os registros apontam 378 espécies de peixes na zona lacustre, sendo 71 delas exóticas (Pelicice et al. 2020). Em um recorte de 57 reservatórios nas drenagens costeiras do Atlântico Sul, Alto Paraná e Paraíba do Sul, quase que a totalidade (54) apresentava espécies exóticas, sendo que aproximadamente a metade dos reservatórios contemplava as invasoras tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) e tilápia-do-Congo (*Coptodon rendalli*) (Ortega et al. 2015). Reservatórios em cascata criam ambientes favoráveis à invasão, e abrigam um alto número de peixes exóticos. Ao longo do rio Paranapanema existe registro de 50 espécies

(Garcia et al. 2018, Pelicice et al. 2018), enquanto ao longo do rio Araguari existe o registro de 14 espécies (Loures & Pompeu 2018). No geral, peixes que invadem com sucesso os reservatórios apresentam pequeno tamanho corporal, são sedentários e menos exigentes em seu comportamento alimentar e reprodutivo. Alguns peixes predadores, como os tucunarés (*Cichla* spp.), encontraram nos reservatórios, ambientes propícios para a colonização e disseminação (Espínola et al. 2010, Franco et al. 2018), onde podem causar forte distúrbio na biota residente (Pelicice & Agostinho 2009).

Reservatórios de hidrelétricas também têm sido invadidos por invertebrados, como microcrustáceos e moluscos de origem asiática (Rocha et al. 2011). O mexilhão dourado (*L. fortunei*) invadiu amplamente os reservatórios da bacia do Prata (Pessotto & Nogueira 2018), e foi recentemente registrado na bacia do rio São Francisco (Barbosa et al. 2016). Outros bivalves (p.ex., amêijoia-asiática *Corbicula fluminea* e caramujo-trombeta *Melanooides tuberculatus*) também têm ocorrência em diferentes drenagens do país (Thiengo et al. 2005, Bagatini et al. 2007, Rosa & Dantas 2020).

2.3.4.4 Aquicultura

Sistemas de cultivo representam um importante vetor de introdução de peixes e outros organismos em ecossistemas aquáticos no Brasil (Agostinho et al. 2007, Britton & Orsi 2012, Ortega et al. 2015, Garcia et al. 2018, Bueno et al. 2021). Os escapes são frequentes e inevitáveis e não existem mecanismos que garantam confinamento seguro (Azevedo-Santos et al. 2011, Forneck et al. 2021). A produção de organismos para consumo humano historicamente tem sido conduzida majoritariamente com espécies exóticas (Agostinho et al. 2007, Lima et al. 2018), como tilápias (*Oreochromis niloticus*, *Coptodon rendalli*), carpas (*Cyprinus carpio*, *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), pirarucu (*Arapaima gigas*) e outros organismos invasores, como o camarão (*Macrobrachium amazonicum*), camarão-branco-do-Pacífico (*Penaeus vannamei*) e peixes híbridos. Por exemplo, o cultivo do camarão-branco-do-Pacífico iniciou timidamente em 1987 na Bahia e o crescimento no cultivo ocorreu em meados da década de 1990, após investimentos no setor e no desenvolvimento de rações para o cultivo semi-intensivo (Nunes 2001). A produção saltou de 4 mil toneladas em 1997 para 90 mil toneladas em 2003, mas problemas decorrentes de doenças, como a mancha-branca, reduziram a produtividade nos anos seguintes, alcançando 54 mil toneladas em 2013 (Valenti et al. 2021).

Para os peixes, em 2019, as espécies de tilápia eram oficialmente cultivadas em 45% dos municípios brasileiros, somando mais de 320 mil toneladas produzidas e representando mais de 60% da produção nacional (IBGE 2020). Como resultado, existe registro de introdução, estabelecimento e invasão pela tilápia-do-Nilo (*O. niloticus*) nas bacias dos rios Paraná, Paraíba do Sul, São Francisco, Amazonas e

nordeste brasileiro (Araújo et al. 2009, Attayde et al. 2011, Bittencourt et al. 2014, Barbosa et al. 2017, Forneck et al. 2021). A piscicultura foi responsável pela introdução de pelo menos 32 espécies exóticas de peixes em reservatórios da região sudeste (Ortega et al. 2015), além de introduções secundárias, especialmente parasitas e patógenos (Magalhães 2006, Acosta et al. 2013, Zago et al. 2014, Lima-Junior et al. 2021).

A piscicultura de peixes ornamentais merece destaque, visto que a atividade, em conjunto com a indústria ornamental, tem sido responsável pela introdução de uma alta diversidade de organismos aquáticos, oriundos de diferentes bacias de drenagem e regiões zoogeográficas (Magalhães & Jacobi 2013, Magalhães et al. 2019). No polo de piscicultura ornamental de Muriaé (MG), o maior do país, várias espécies de peixes exóticos têm sido registradas nos riachos de Mata Atlântica que cortam a região. Por exemplo, das 60 espécies registradas nos riachos, 44 eram exóticas (Magalhães et al. 2021). A piscicultura ornamental tem características muito diferentes da aquicultura convencional, com implicações nos padrões de invasão - enquanto a primeira envolve elevada diversidade de espécies, acarretando complexos padrões de invasão e diferenciação biótica (Magalhães et al. 2021), a segunda promove a introdução de menos espécies, mas com ampla abrangência geográfica e potencial de induzir homogeneização biótica (Bezerra et al. 2019).

2.3.4.5 Áreas costeiras intensamente transformadas (p.ex. praias, portos e canais)

(Autora contribuinte: Michele de Sá Dechoum)

Há 44 plantas exóticas invasoras com registro de ocorrência de invasão em praias e áreas litorâneas terrestres em todo o Brasil (Instituto Hórus 2022). Destas 44 espécies, 21 (47,7%) são herbáceas, sendo que boa parte tem uso ornamental, mas também um número significativo corresponde a gramíneas africanas introduzidas para uso forrageiro e atualmente ocupam diferentes categorias de habitat em regiões costeiras, incluindo áreas degradadas, margens de cursos d'água e áreas úmidas. Quatorze (31,8%) são árvores, introduzidas e utilizadas para fins ornamentais, como a acácia-mimosa (*Acacia podalyrifolia*) e o jambo (*Syzygium malaccense*); provisão de sombra, como a amendoeira (*Terminalia catappa*); contenção de dunas, como a casuarina (*Casuarina equisetifolia*); recuperação de áreas degradadas, como a leucena (*Leucaena leucocephala*); e silvicultura, como pinheiros-americanos do gênero *Pinus*. Seis (13,6%) são arbustos, introduzidos para fim ornamental. Alguns exemplos são o carvalho-prateado costeiro (*Brachylaena discolor*), invasora em dunas frontais no sul do Brasil; algodões-de-seda (*Calotropis procera* e *C. gigantea*), invasoras em áreas costeiras na região nordeste. Três espécies (6,8%) de lianas completam a lista de plantas utilizadas para fins ornamentais, como a tumbérgia-azul (*Thunbergia grandiflora*).

Há uma lacuna de informação com relação à fauna invasora em áreas litorâneas terrestres, havendo o registro de somente sete espécies, sendo que duas são espécies

nativas na parte continental do país que foram introduzidas intencionalmente e tornaram-se invasoras no arquipélago de Fernando de Noronha (mocó - *Kerodon rupestris* e o teiú - *Salvator merianae*). A abelha-africana (*Apis mellifera*), a lagarta-da-teca (*Hyblaea puera*), duas aves (corvo - *Corvus albus* e bico-de-lacre - *Estrilda astrild*) e um réptil (*Liolaemus lutzae*) compõem o restante da lista. A maioria dessas espécies foi introduzida não intencionalmente.

No mar destacam-se os portos, infraestrutura portuária, cais, ancoradouros e outros substratos artificiais submersos como áreas suscetíveis, com mais espécies invasoras e mais registros de invasões biológicas (Marins et al. 2010, Oricchio et al. 2019, Xavier et al. 2021). Por exemplo, a distribuição do coral-sol na costa reflete a distribuição de portos e ancoradouros (Silva et al. 2014, Creed et al. 2017, Natálio et al. 2022), marinas (Tanasovici et al. 2022), cais (Mangelli & Creed 2012) e naufrágios (Soares et al. 2018, 2020). Dezenove espécies exóticas invasoras são conhecidas para comunidades sésseis em seis marinas ao longo da área mais urbanizada da costa do Atlântico Sudoeste (Oricchio et al. 2019) onde o briozoário *Schizoporella errata* monopolizou o substrato em três marinas e o poliqueta *Hydroides elegans* e a ascídia *Styela plicata* dominaram o espaço nas outras três marinas. Em outro levantamento ao longo de 17 habitats artificiais (oito portos e nove marinas) de três trechos costeiros no Atlântico Sudoeste, houve um total de 13 briozoários incrustantes exóticos detectados, além de outros 33 criptogênicos e apenas nove espécies nativas (Xavier et al. 2021). Dentro do porto de Pecém (CE), o copépodo invasor *Temora turbinata* é a espécie mais abundante (Soares et al. 2018).

2.4 Unidades de Conservação, Terras Indígenas, Territórios Quilombolas e Territórios Tradicionais

Em 2013, um levantamento sobre as então 313 unidades de conservação (UCs) federais apontou 144 espécies exóticas invasoras nativas de outros continentes em 125 UCs, sendo a maior parte das UCs e o maior número de espécies exóticas invasoras e registros de ocorrência no bioma Mata Atlântica (Sampaio & Schmidt 2014). No mesmo ano, outro levantamento indicou 19 espécies exóticas invasoras de águas continentais e 148 terrestres, sendo 902 ocorrências em unidades de proteção integral e 268 em unidades de uso sustentável, totalizando 227 UCs com presenças confirmadas de espécies exóticas invasoras (Ziller & Dechoum 2014). Em ambos os levantamentos, os três grupos com maior número de espécies eram plantas vasculares, seguidas de peixes e mamíferos. Do quarto grupo em diante, os levantamentos indicaram grupos biológicos distintos, com maior número de espécies, sendo em um caso moluscos, répteis, insetos e cnidários (Sampaio & Schmidt 2014) e no outro aves, répteis e anfíbios (Ziller & Dechoum 2014). Os levantamentos são complementares, uma vez que enquanto o objeto de estudo do primeiro eram as UCs federais, o segundo considerou também as esferas estadual e municipal, estando inclusive os parques estaduais e municipais dentre as categorias com maior incidência de EEIs. As espécies mais frequentes foram:

cão-doméstico (*Canis lupus familiaris*) (53 UCs), gato (*Felis catus*) (34 UCs), abelha-africana (*Apis mellifera*) (33 UCs), mangueira (*Mangifera indica*) (31 UCs), e capim-colonião (*Megathyrsus maximus*) (28 UCs) e capim-gordura (*Melinis minutiflora*) (26 UCs) (Sampaio & Schmidt 2014). As formações vegetais com mais registros de ocorrência foram a Floresta Ombrófila Densa (38%) e Estacional Semidecidual (13%) e Formações Pioneiras de Influência Marinha (12%) e Savana (9%) (Ziller & Dechoum 2014). Em estudo mais recente, foi identificada a presença de 215 espécies exóticas invasoras em 245 UCs estaduais ou federais no Brasil (Dechoum et al. 2021), número que representa quase 23% destas UCs (CNUC/MMA 2021). As UCs com o maior número de espécies invasoras são as Áreas de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, da Escarpa Devoniana e Tamoios, todas apresentando mais de 15% das EEIs documentadas até então (Dechoum et al. 2021).

Uma análise comparativa das bases de dados do Instituto Hórus (Set/2021) e do Sistema de Autorização e Informação do Instituto Chico Mendes (Jun/2021) (Figueiredo et al. 2024) identificou a ocorrência de 1702 espécies distribuídas em 96 famílias taxonômicas, sendo que para 111 registros a informação de família inexistente. As famílias mais representadas são Poaceae (180), Myrtaceae (91) e Pinaceae (80). As 1702 espécies ocorrem em 365 UCs, sendo as UCs das regiões Sudeste e Sul as que apresentam maior ocorrência, respectivamente 743 e 507. Os estados com maior ocorrência de espécies exóticas em UCs são o RJ, PR e SP, respectivamente com 320, 207 e 206. Em nove UCs há ocorrência de 25 ou mais espécies, sendo elas: os PEs da Ilha Grande, Vila Velha e de Serra da Tiririca e os PARNAs de Brasília, da Tijuca, do Iguacu, Serra dos Órgãos, Fernando de Noronha, Serra de Itabaiana e Serra da Tiririca. O PE da Ilha Grande e o PARNA de Brasília apresentaram o maior número de ocorrências (42).

No caso de Terras Indígenas (TIs), Territórios Quilombolas e demais Territórios Tradicionais reconhecidos ou não pelo poder público, é ainda mais desafiador apresentar um panorama sobre a ocorrência de EEIs. Não foram identificados mapeamentos nacionais para esses territórios, mas alguns estudos publicados indicam a invasão por braquiária e capim-colonião em oito terras indígenas no MS (Guimarães 2018), por acácia-australiana (*Acacia mangium*) em terras indígenas em RR (Souza et al. 2018, 2019) e por dendezeiro (*Elaeis guineensis*) em TIs no PA (Damiani et al. 2020). Os territórios marinhos coletivos, muitos reconhecidos como Reservas Extrativistas Marinhas, também são impactados com a expansão da carcinicultura e sobrepesca. Atualmente está em debate no CGEN o reconhecimento de espécies vegetais cultivadas, muitas das quais exóticas, como patrimônio genético brasileiro, para fins de repartição de benefícios (Claudia Pinho, *com. pess.*). Segundo Claudia Pinho, o entendimento é que essas espécies são manejadas por Povos e Comunidades tradicionais (PCTs) há muitas gerações e estão presentes de forma estrutural nos modos de vida dos mesmos, comprovando que a garantia da territorialidade dos PCTs, além de um direito constitucional, salvaguarda processos ecossistêmicos.

2.5 Insuficiência de dados e conhecimento

Apesar das centenas de espécies exóticas invasoras e milhares de ocorrências conhecidas e registradas para os ecossistemas no país, de maneira geral, há pouca consistência nos critérios utilizados para registros de espécies e ocorrências entre os diferentes trabalhos (incluindo aplicações de diferentes conceitos de espécie exótica invasora e invasão biológica) e isso dificulta a sistematização do conhecimento. A maior parte dos registros de espécies e ocorrências encontra-se nas regiões sul, sudeste e nordeste do país, mas estas também são as regiões que concentram o maior número de pesquisadores (Frehse et al. 2016). Logo, há um possível viés de confirmação dos dados existentes na literatura. Ainda, plantas são muito mais estudadas do que animais, e vertebrados são mais estudados do que invertebrados, mas nada se conhece atualmente sobre invasões biológicas de fungos e microrganismos nos ecossistemas naturais. Há uma proeminente lacuna de estudos nessa área, assim como uma notável dificuldade na classificação da origem biogeográfica destes organismos (p.ex. as áreas de ocorrência nativas são pouco conhecidas).

Um fato curioso é que algumas espécies exóticas invasoras notórias, abundantes e amplamente distribuídas no país, são raramente estudadas do ponto de vista da invasão biológica. O mosquito-da-dengue (*Aedes aegypti*), por exemplo, é amplamente estudado pelos impactos da dengue, porém raramente as espécies são estudadas do ponto de vista da invasão biológica. Da mesma forma, a abelha-africana (*Apis mellifera*) é amplamente estudada pelo seu aspecto econômico e alimentar, mas raramente como uma espécie exótica invasora. Invertebrados terrestres exóticos invasores, em geral, são pouco estudados no país. O mesmo não ocorre com outros grupos biológicos, como plantas utilizadas na silvicultura ou na horticultura que atraem muitos estudos sobre invasões biológicas. As invasões biológicas dos médios e grandes mamíferos exóticos invasores também são pouco conhecidas, principalmente daquelas resultantes de soltura ou escape de cativeiro, como o cavalo-lavradeiro e o búfalo.

Registros de ocorrência estáticos existem para a maioria das espécies exóticas invasoras no Brasil, especialmente após o advento de plataformas online, como o GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*) e o SpeciesLink. Porém, ainda são raros os estudos populacionais e demográficos que avaliem o status das populações de espécies exóticas invasoras no Brasil. Desta forma, ainda não é possível classificar os registros de presença de espécies exóticas invasoras pelo estágio da invasão (p.ex. detectada, estabelecida ou invasora). É provável que muitos registros de invasão sejam, na verdade, presenças casuais e vice-versa.

2.6 Tendências

Um estudo recente que avaliou os cenários futuros para invasões biológicas em todo o planeta concluiu ser possível esperar um aumento de 20 a 30% nas invasões biológicas até o final deste século (Essl et al. 2020). As regiões tropicais devem

enfrentar os piores cenários, com as maiores taxas de invasões considerando a manutenção dos cenários ambiental e socioeconômico atuais (Essl et al. 2020). No Brasil, essa tendência pode ser verificada tanto nos maiores registros nas regiões sudeste e sul, quanto na evolução temporal das introduções por biomas (Figura 4). A seguir são detalhadas tendências específicas para diferentes grupos biológicos e ecossistemas.

Espécies invasoras por estado

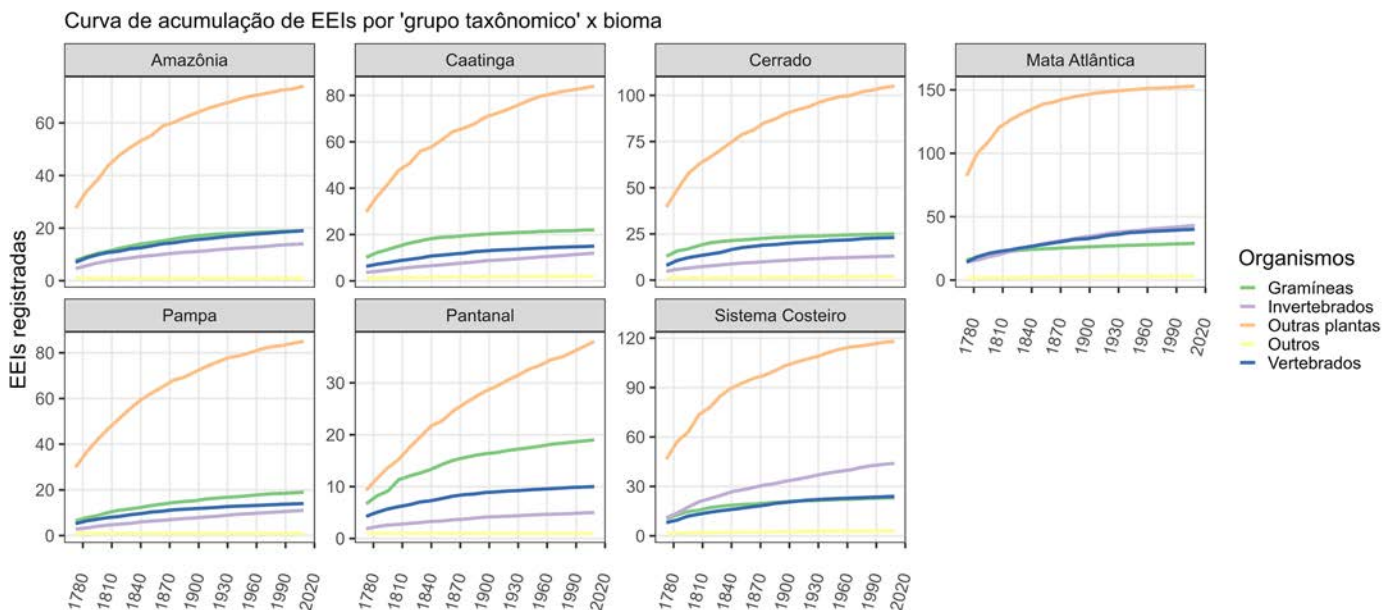
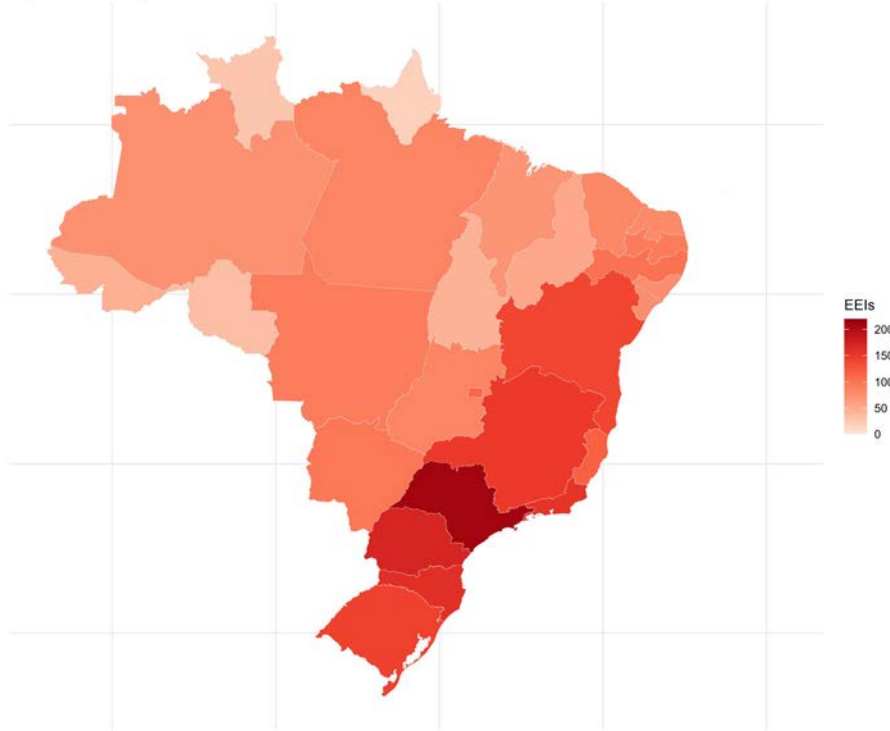


Figura 2.4 - Número de espécies exóticas invasoras por estado (A) e curva de acumulação de espécies exóticas invasoras para os diversos grupos taxonômicos nos biomas brasileiros (B).

2.6.1 Por grupos biológicos

2.6.1.1 Macroalgas e plantas

Em 2010, eram 117 plantas exóticas invasoras com cerca de 3000 registros de ocorrência, conhecidos em todo o Brasil (Zenni & Ziller 2011). Porém, após uma década, este número passou a 208 plantas exóticas invasoras (incluindo 15 algas) com cerca de 70.000 registros de ocorrência conhecidos em todo o Brasil (Ziller et al. 2020). Em grande parte, este crescimento é explicado pela crescente atenção que o tema recebe de pesquisadores e pelo desenvolvimento de novas tecnologias de sistematização e compartilhamento de dados taxonômicos e geográficos (p.ex., GBIF, Figura 5) (Frehse et al. 2016, Zenni et al. 2016). Como ainda estamos ampliando a catalogação dos registros existentes, não é possível precisar se há aumento no número de espécies e de ocorrências de invasões biológicas ou se apenas de detecção. É provável que nas próximas décadas seja possível determinar a tendência futura nas invasões biológicas por plantas no Brasil. Porém, a tendência que se observa hoje é da prevalência de plantas exóticas invasoras em ecossistemas com algum tipo de influência antrópica, como áreas rurais, áreas urbanas e estradas (Guimarães Silva et al. 2020).

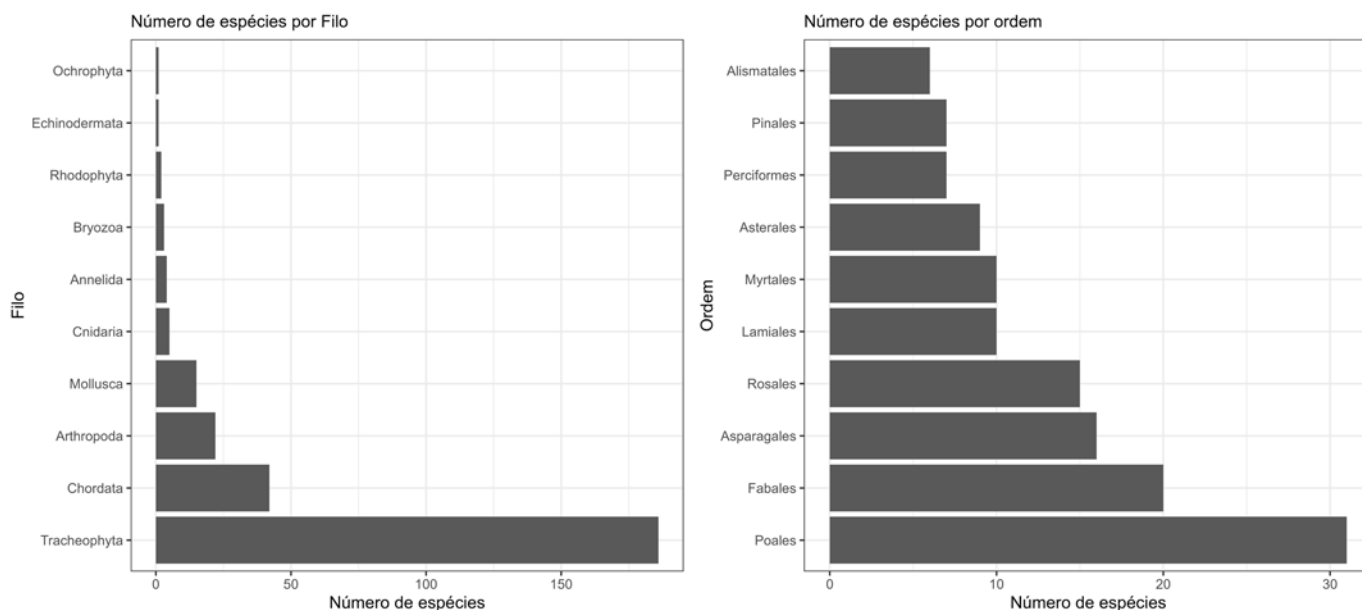


Figura 2.5 - Número de espécies exóticas invasoras por filo (animais) (A) e ordem (plantas) (B) introduzidas no Brasil conforme base de dados do GBIF.

Para plantas exóticas estabelecidas como um todo (não apenas as invasoras, mas todas aquelas plantas exóticas estabelecidas - ver etapas do processo de invasão no Capítulo 1 deste Relatório), havia até 2015 em torno de 600 espécies registradas. Os biomas Mata Atlântica e Cerrado são aqueles com maior número de espécies estabelecidas conhecidas, seguidos da Amazônia, Caatinga, Pampa e

Pantanal (Figura 6). Porém, em números relativos, a maior porcentagem de plantas exóticas está no Pampa, correspondendo a 7% da flora do bioma, seguido do Pantanal (3,6%), Caatinga (3,4%), Mata Atlântica (2,7%), Cerrado (1,9%) e Amazônia (1,5%) (Zenni 2015). Muitas destas espécies exóticas atualmente estabelecidas no país serão as espécies exóticas invasoras no futuro breve, uma vez que elas já ultrapassaram as barreiras de sobrevivência e reprodução.

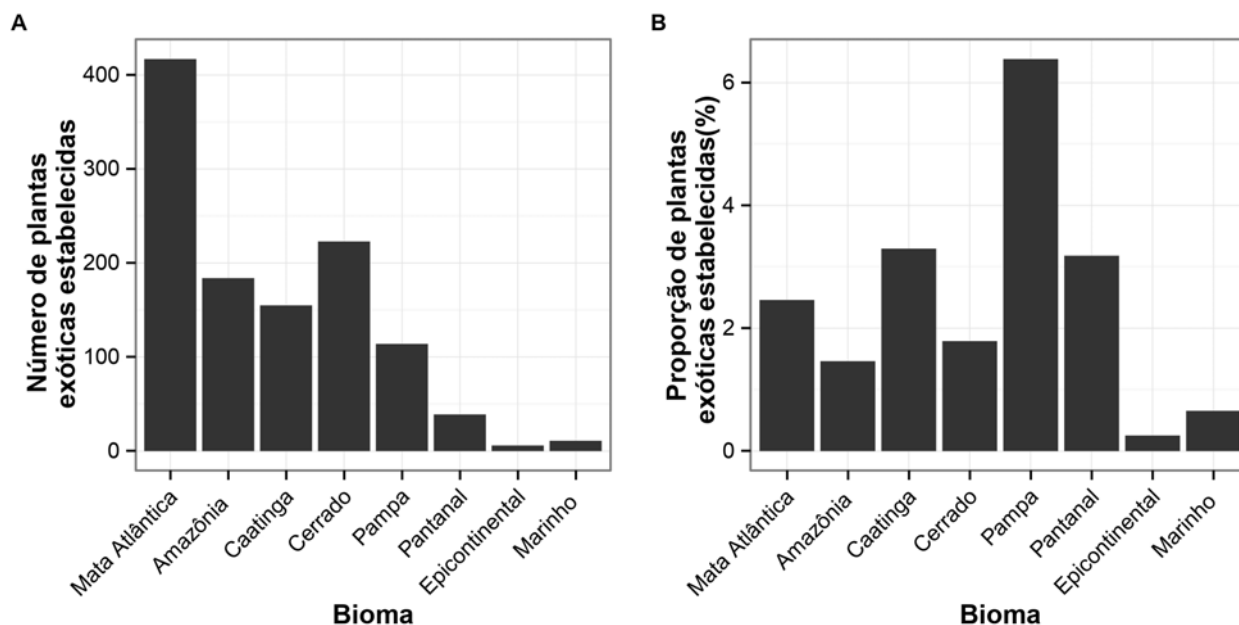


Figura 2.6 - Número de espécies de plantas exóticas estabelecidas (A) e proporção de espécies de plantas exóticas estabelecidas presentes em seis biomas terrestres (B). Extraído e adaptado de Zenni (2015).

A primeira macroalga marinha invasora - *Dasya brasiliensis* - foi registrada em 1964. Em levantamento feito até 2005 (Lopes et al. 2009), foram listadas quatro espécies de macroalgas marinhas invasoras ou estabelecidas na natureza. Porém, estudo publicado em 2020 já indicava seis espécies de macroalgas marinhas invasoras (Teixeira & Creed 2020). Duas espécies de macroalgas foram recentemente detectadas, *Laurencia caduciramulosa*, inicialmente registrada no Rio de Janeiro em 2001 (Cassano et al. 2006) e depois na Bahia em 2008 (Torrano-Silva & Oliveira 2013), e *Pyropia acanthophora*, primeiramente registrada em 1968, mas que sofreu modificações nomenclaturais após análises genéticas (Oliveira Filho & Coll 1975, Milstein et al. 2015). Sendo assim, apesar do crescimento no número de macroalgas exóticas invasoras ser lento ao longo das últimas décadas, os registros vêm aumentando constantemente.

2.6.1.2 Animais

Existe uma tendência crescente de introduções de peixes e outros organismos aquáticos por intermédio da aquicultura. A atividade tem sido estimulada em todo

o território nacional (Lima et al. 2018), e emprega majoritariamente espécies exóticas invasoras, como a tilápia-do-Nilo (*O. niloticus*). Nas últimas décadas houve forte fomento e mudanças de legislação para viabilizar a atividade em diferentes bacias do território nacional, incluindo o emprego de novas espécies invasoras, como o peixe asiático panga (*Pangasianodon hypophthalmus*), e tentativas legislativas de proteger espécies exóticas invasoras (Garcia et al. 2018, Pelicice et al. 2021, Franco et al. 2022).

O número absoluto de animais marinhos exóticos no Brasil também tende a aumentar, com um acréscimo estimado de 36 espécies exóticas estabelecidas por década (Teixeira & Creed 2020). Embora a maioria das futuras introduções provavelmente seja de invertebrados, todos os peixes marinhos exóticos na costa brasileira foram registrados apenas nos últimos 25 anos (Teixeira & Creed 2020). Neste grupo, o peixe-leão se destaca uma vez que as condições na costa brasileira são propícias para sua expansão (Evangelista et al. 2016). Estudos no Caribe preveem uma velocidade de expansão dos peixes-leão de 180-500 km.ano⁻¹ (Wilson Freshwater et al. 2009). Registros recentes mostram avanço do peixe na costa nordeste do Brasil até o litoral de Pernambuco.

Também se espera na próxima década a entrada no Brasil de animais exóticos invasores já disseminados em países fronteiriços, como a abelha mamangava (*Bombus terrestris*), hoje presente na Argentina e Chile, e com grande probabilidade de chegada ao Brasil em breve (Fontúrbel et al. 2021).

2.6.1.3 Fungos e microrganismos

Devido às reduzidas dimensões dos microrganismos, estes podem ser mais facilmente dispersos no ambiente em comparação com macro-organismos. Além disso, suas versáteis capacidades metabólicas lhes permitem utilizar uma maior fonte de nutrientes e de energia entre todos os seres vivos, o que facilita sua invasão. A dispersão de microrganismos invasores tem se intensificado, principalmente, devido à globalização por meio do intenso comércio internacional, deslocamentos humanos e mudanças climáticas (Thakur et al. 2019).

Os impactos sociais relacionados com a invasão por microrganismos são mais sensíveis no que diz respeito aos patógenos vegetais e animais. O efeito negativo de diferentes microrganismos exóticos pode inviabilizar toda uma cadeia do agronegócio, como já foi observado na cultura do cacau, banana, citros, café, rebanhos bovinos, bubalinos, suínos, caprinos e avícola, entre muitas outras. Além disso, os impactos econômicos gerados por microrganismos invasores são perceptíveis e mensuráveis por meio de análises direta da saúde humana, de produtividade agrícola, pecuária e mesmo por meio do impacto na saúde humana, como foi observado recentemente por meio de doenças causadas pelo vírus SARS-COVID-19.

2.6.2 Por ecossistemas

2.6.2.1 Águas continentais

Introduções deliberadas de peixes de interesse para a pesca esportiva tem se intensificado, como se nota pela disseminação atual de tucunarés (gênero *Cichla*) em diferentes drenagens do país (Pelicice et al. 2018, Franco et al. 2021), e do dourado (*Salminus brasiliensis*) na bacia do rio Iguaçu (Ribeiro et al. 2017). Há também risco crescente de novas introduções por intermédio da indústria do aquarismo, especialmente porque o comércio eletrônico vem se fortalecendo e possibilitando o trânsito de muitas espécies, muitas vezes sem controle adequado das autoridades (Magalhães et al. 2017). A ação desses vetores tem contribuído para a disseminação de peixes invasores, o que deve acelerar processos de invasão em diferentes regiões do país, incluindo áreas até então pouco invadidas, caso da bacia Amazônica. Há mais de 1.300 registros de 41 espécies de peixes exóticos em cinco países da região Amazônica, com aumento exponencial consistente no número de espécies registradas a partir do ano 2000 (Doria et al. 2021).

A expansão da distribuição de invertebrados de águas continentais pela incrustação em cascos de embarcações e pelo transporte de areia, como a expansão das ocorrências do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) do Rio Grande do Sul até Pernambuco e da amêijoia-asiática (*Corbicula fluminea*) de Minas Gerais até o Rio Grande do Sul, deve continuar ocorrendo caso melhores práticas zoossanitárias não sejam adotadas. A grande tendência deve ser a dispersão pelas bacias hidrográficas do país de espécies exóticas invasoras já presentes.

2.6.2.2 Marinho

A zona nerítica/costeira é mais invadida que a zona oceânica, sendo esperado que este padrão continue no futuro (Figura 7). O aumento em invasões marinhas está diretamente relacionado aos fatores socioeconômicos, incluindo crescimento populacional, comércio global e transporte mundial de cargas marítimas (Sardain et al. 2019). No período correspondente aos anos 2009-2019 o número de novos registros de espécies exóticas marinhas no Brasil aumentou de 99 para 138, um aumento de 25%, ou 2,7 espécies por ano (Teixeira & Creed 2020). No mesmo período, o número de espécies invasoras dobrou (nove para 19; Lopes et al. 2009, Teixeira & Creed 2020); portanto estima-se que entre 13,8% e 17% de espécies exóticas marinhas detectadas no Brasil são invasoras e, no caso de manutenção das atuais taxas de invasão, são esperadas 32 espécies invasoras marinhas no Brasil até 2050. Entretanto, como há previsão de que as taxas de invasão marinha para América do Sul aumentarão entre 3 e 6,5 vezes até 2050 devido ao aumento no comércio global (Sardain et al. 2019), as projeções apontam a invasão no Brasil de 45 a 67 espécies marinhas até 2050.

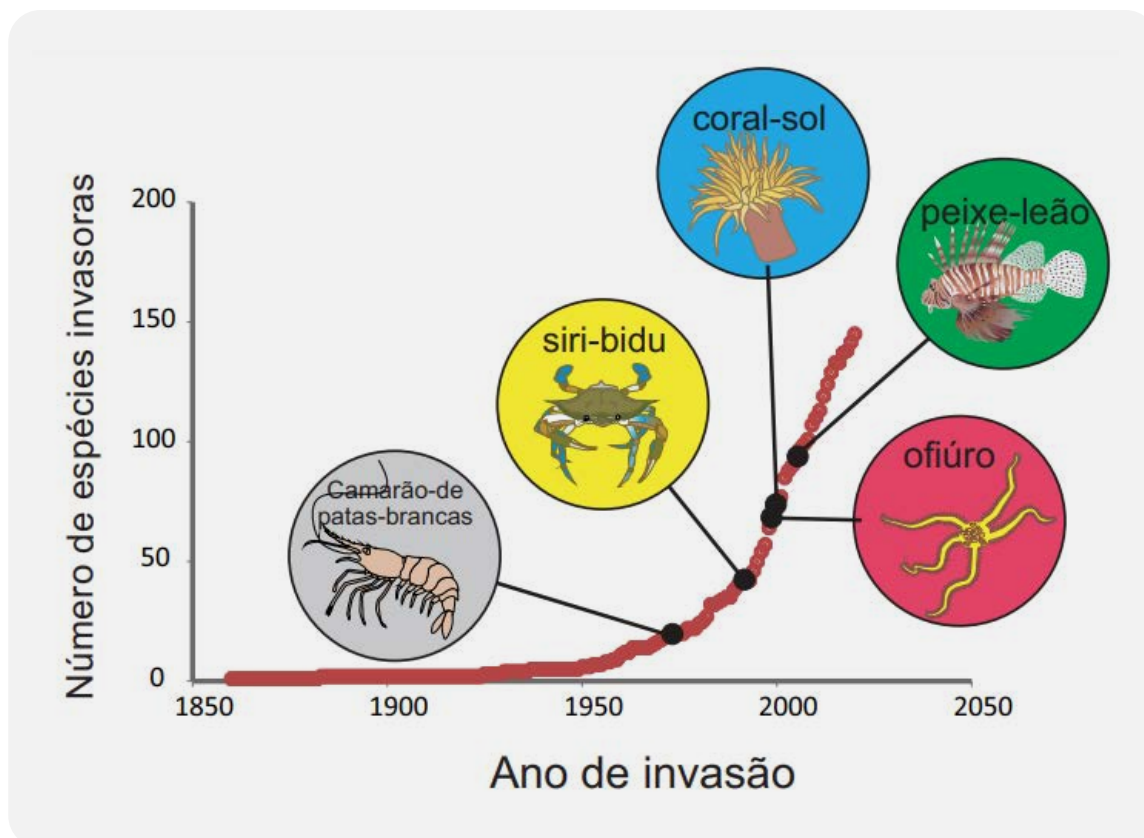


Figura 2.7 - Evolução nos registros de espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil.

A origem das espécies exóticas marinhas no Brasil tem sido do Indo-Pacífico (30%), Pacífico (32%), Atlântico (18%), Europa (5%), África e Índico (2% cada) (Lopes et al. 2009), mas até 2050 o risco de invasão será quase que exclusivamente de espécies do Nordeste da Ásia (>75%) e Europa (Sardain et al. 2019). Caso os padrões de importação e exportação (participação de mercado) não mudem, os ecossistemas costeiros dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Bahia, Paraná e Santa Catarina serão os mais invadidos (Teixeira & Creed 2020). Entretanto, o Ceará também foi apontado recentemente como local com potencial para invasão biológica marinha (Soares et al. 2022b), exemplificando a tendência de realização de estudos e levantamentos regionais mais aprofundados.

No estado do Ceará, foram registradas recentemente populações estabelecidas do peixe-leão (*Pterois volitans*) (Soares et al. 2022a) e do mexilhão-verde-asiático (*Perna viridis*) (Soares et al. 2022b), que se destacam por seus conhecidos potenciais de expansão, invasão e impacto em ecossistemas marinhos. Recentemente houve também um expressivo aumento de registros de espécies exóticas marinhas ornamentais provenientes de aquarofilia (Luiz et al. 2013, Mantelatto et al. 2018, Carpinelli et al. 2020, Luiz et al. 2021, Rodrigues Alves et al. 2021, Menezes et al. 2022). Esta via de introdução tende a trazer mais espécies invasoras, uma vez que há cada vez maior disponibilidade e facilidade de compra de espécies ornamentais (Monteiro-Neto et al. 2003, Gasparini et al. 2005, Sampaio et al. 2015, Borges et al. 2021).

2.6.2.3 Terrestre

Com os recentes impactos ao bioma Amazônico, especula-se que o número de espécies exóticas possa crescer nos anos futuros, já que estudos demonstram relação entre distúrbios em ambientes naturais e presença de espécies exóticas (p.ex., Uddin et al. 2013). Com o aumento do desmatamento e o efeito das mudanças climáticas, é esperada uma expansão na ocupação de gramíneas exóticas invasoras em florestas secundárias na Amazônia (De Faria et al. 2021). Para o Cerrado, atualmente amplamente invadido por gramíneas exóticas, têm se feito registros recentes de invasões biológicas incipientes por pinheiros-americanos (Cazetta & Zenni 2020). Para a Caatinga, a expansão de projetos de infraestrutura lineares também representa um importante vetor de introdução e dispersão de espécies exóticas invasoras no bioma e dezenas de espécies exóticas invasoras já ocupam a área de influência direta do projeto de integração do rio São Francisco (Asth et al. 2021). A tendência é que a expansão de estruturas viárias esteja diretamente relacionada à dispersão de espécies exóticas invasoras.

Um risco futuro e ainda incipiente na região do Cerrado é o santuário de elefantes, uma propriedade de aproximadamente 1.000 hectares no oeste do Brasil com o objetivo de recolocar na natureza elefantes que atualmente vivem em cativeiro. A organização responsável pelo projeto estima que 50 elefantes poderiam viver no santuário em algum momento devido a um número crescente de leis que proíbem os circos de manter animais em cativeiro. Embora a iniciativa de bem-estar animal seja louvável porque os elefantes merecem melhores condições de vida do que os circos podem fornecer, o santuário também apresenta riscos potenciais. O principal deles é o risco de elefantes se tornarem uma espécie exótica invasora problemática. Atualmente, a propriedade onde o santuário está sendo criado é cercada e parece haver recursos para manter corretamente o lugar. No entanto, elefantes podem viver até 70 anos em estado selvagem e as fêmeas podem ter até 12 filhotes durante suas vidas. Não há garantias de que os recursos necessários estarão disponíveis para a gestão do santuário cinquenta ou cem anos no futuro. Mesmo hoje o projeto já passa por dificuldades financeiras, conforme relatado na reportagem de 2/11/2017 "Santuário dá nova vida a elefantes, mas sofre com falta de verba em MT". Exemplos sul-americanos anteriores sugerem que os animais poderiam ser abandonados ou escapar e os elefantes podem se tornar um problema, prejudicando a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas em uma das regiões com a maior biodiversidade do mundo. Foi isso o que aconteceu com um grupo de hipopótamos na Colômbia, com búfalos e cavalos no norte do Brasil, e mulas no nordeste do Brasil. Na verdade, não há exemplos onde animais de grande porte introduzidos em cativeiro no Brasil foram contidos com sucesso em longo prazo.

2.6.2.4 Ecossistemas antrópicos

As cidades são atualmente um grande foco de chegada de espécies exóticas invasoras com potencial de se dispersar para ecossistemas naturais na medida em que as infraestruturas humanas se tornam cada vez mais conectadas (Heringer et al. 2022). Espécies exóticas invasoras como o mosquito-da-dengue (*Aedes aegypti*) e abelha-africana (*Apis mellifera*) são muito comuns em áreas urbanas e periurbanas e trazem importantes impactos para a saúde humana e a economia (Adelino et al. 2021; Tavares-Blancher et al. 2023). No caso de peixes, a poluição da água decorrente da poluição tem favorecido espécies exóticas invasoras, em particular o guppy (*Poecilia reticulata*) (Bueno et al. 2023). É provável que no futuro breve aumentem as chegadas e estabelecimentos de espécies exóticas em ecossistemas antrópicos, principalmente em áreas urbanas e periurbanas.

REFERÊNCIAS

- ACOSTA, A., CARVALHO, E. & SILVA, R. 2013. First record of *Lernaea cyprinacea* (Copepoda) in a native fish species from a Brazilian river. *Neotropical Helminthology* 7(1):7–12.
- ADELINO, J.R.P., HERINGER, G., DIAGNE, C., COURCHAMP, F., FARIA, L.B. & ZENNI, R.D. 2021. The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment". *NeoBiota* 67:349–74.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & PELICICE, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., SANTOS, N.C.L., ORTEGA, J.C.G. & PELICICE, F.M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173:26–36.
- ALHO, C.J.R., MAMEDE, S., BITENCOURT, K. & BENITES, M. 2011. Introduced species in the Pantanal: implications for conservation. *Brazilian Journal of Biology* 71(1 suppl 1):321–325.
- ALMEIDA, G.G., SAMPAIO-E-SILVA, T.A. & SILVA-MATOS, D.M. 2020. Influence of the invasive grass *Urochloa decumbens* on nest-site selection by Brown Booby *Sula leucogaster* on Castilho Island, Brazil. *Marine Ornithology* 48:111–117.
- ANDRADE, L.A., FABRICANTE, J.R. & OLIVEIRA, F.X. 2009. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 23(4):935–943.
- ANDRADE, L.A., FABRICANTE, J.R. & OLIVEIRA, F.X. 2010. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 32(3):249–255.
- ARAÚJO, F.G., PINTO, B.C.T. & TEIXEIRA, T.P. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia* 618(1):89–107.
- ARAÚJO M.P., XAVIER M.S., BONATTO, D.C., PETRY, A.C. & GONÇALVES, P.R. 2023. Alienígenas no parque: gramíneas, peixes teleósteos e mamíferos não nativos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. In: *Dimensões Ecológicas, Geológicas e Humanas em Estudos de Longa-Duração no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro* (P.R. Gonçalves, A.C. Petry, C. Braga, R.L. Martins & F.A. Esteves, eds). Interciência, Rio de Janeiro, p.287–312.
- ARAUJO, P.G., MIRANDA, G.E., BARROS-BARRETO, M.B. & FUJII, M.T. 2013. Molecular identification of the exotic lineage of *Kappaphycus alvarezii* (Rhodophyta, Solieriaceae) cultivated in the tropical region of Brazil. *Phytotaxa* 109(1):17–26.
- ASSIS, D.A.S., DIAS-FILHO, V.A., MAGALHÃES, A.L.B. & BRITO, M.F.G. 2017. Establishment of the non-native fish *Metynnis lippincottianus* (Cope 1870) (Characiformes: Serrasalminidae) in lower São Francisco River, northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 52(3):228–238.
- ASTH, M.S., RODRIGUES, R.G. & ZENNI, R.D. 2021. Canals as invasion pathways in tropical dry forest and the need for monitoring and management. *Journal of Applied Ecology* 58(9):2004–2014.

- ATTAYDE, J.L., BRASIL, J. & MENESCAL, R.A. 2011. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 18(6):437–443.
- AZEVEDO-SANTOS, V.M., RIGOLIN-SÁ, O. & PELICICE, F.M. 2011. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9(4):915–919.
- BAGATINI, Y.M., BENEDITO-CECILIO, E. & HIGUTI, J. 2007. Caloric variability of *Corbicula fluminea* (Mollusca, Bivalvia) in Rosana Reservoir, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50(1):85–90.
- 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, J.M., SOARES, E.C., CINTRA, I.H.A., HERMANN, M., & ARAÚJO, A.R.R. 2017. Perfil da ictiofauna da bacia do rio São Francisco. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources* 5(1):70–90.
- BARBOSA, N.P.U., SILVA, F.A., DE OLIVEIRA, M.D., NETO, M.A.S., CARVALHO, M.D. & CARDOSO, A.V. 2016. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae): first record in the São Francisco River basin, Brazil. *Check List*, 12(1): 1–6.
- BATISTA, D.D.C., BRAGA, M.B., ANJOS, J.B.D. & BARBOSA, M.A.G. 2020. Influence of climate factors on *Phakopsora euvitis* Y. Ono airborne dispersal in grapevine crop. *Summa Phytopathologica* 46:221–227.
- BERGALLO, H.G., FILHO, T.B.S. & ZILLER, S.R. 2021. Primeira lista de referência de espécies exóticas invasoras no estado do Rio de Janeiro – Brasil: implicações para pesquisas, políticas e manejo. *Bioinvasiones* 8(1):3–18.
- BEZERRA, L.A.V., RIBEIRO, V.M., FREITAS, M.O., KAUFMAN, L., PADIAL, A.A. & VITULE, J.R.S. 2019. Benthification, biotic homogenization behind the trophic downgrading in altered ecosystems. *Ecosphere* 10(6):e02757.
- BIAGIONI, R.C., RIBEIRO, A.R. & SMITH, W.S. 2013. Checklist of non-native fish species of Sorocaba River Basin, in the State of São Paulo, Brazil. *Check List* 9(2):235–239.
- BIANCHIN, I. & ALVES, R.G.O. 2002. Mosca-dos-chifres, *Haematobia irritans*: comportamento e danos em vacas e bezerros Nelore antes da desmama. *Pesquisa Veterinária Brasileira* 22:109–113.
- BITTENCOURT, L.S., SILVA, U.R.L., SILVA, L.M.A. & DIAS, M.T. 2014. Impact of the invasion from Nile Tilapia on natives Cichlidae species in tributary of Amazonas River, Brazil. *Biota Amazônia* 4(3):88–94.
- BRAGA, E.P., ZENNI, R.D. & HAY, J.D. 2014. A new invasive species in South America: *Pinus oocarpa* Schiede ex Schlttdl. *BioInvasions Records* 3(3):207–211.
- BRITO, M.F.G., DAGA, V.S. & VITULE, J.R.S. 2020. Fisheries and biotic homogenization of freshwater fish in the Brazilian semiarid region. *Hydrobiologia* 847(18):3877–3895.
- BRITTON, J.R. & ORSI, M.L. 2012. Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 22(3):555–565.
- BUENO, M.L., MAGALHÃES, A.L.B., ANDRADE NETO, F.R., ALVES, C.B.M., ROSA, D.M., JUNQUEIRA, N.T., PESSALI, T.C., POMPEU, P.S. & ZENNI, R.D. 2021. Alien fish fauna of southeastern Brazil: species status, introduction pathways, distribution and impacts. *Biological Invasions* 23(10):3021–3034.
- BUENO, M. L., HERINGER, G., CARVALHO, D. R., ROBINSON, T. B., POMPEU, P. S., & ZENNI, R. D. (2023). Ecosystem variables importance in the presence and abundance of a globally invasive fish. *Science of The Total Environment*, 876, 162795.
- CADOTTE, M.W., YASUI, S.L.E., LIVINGSTONE, S. & MACIVOR, J.S. 2017. Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions* 19(12):3489–3503.
- CARLTON, J.T. 2011. The Global Dispersal of Marine and Estuarine Crustaceans. In *In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts* (B.S. Galil, P.F. Clark & J.T. Carlton, eds). Springer Netherlands, Dordrecht, p.3–23.
- CASATTI, L., LANGEANI, F., SILVA, A.M. & CASTRO, R.M.C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(2b):681–696.
- CAZETTA, A.L. & ZENNI, R.D. 2020. Pine invasion decreases density and changes native tree communities in woodland Cerrado. *Plant Ecology & Diversity* 13(1):85–91.
- CLOUT, M.N. 2002. Biodiversity loss caused by invasive alien vertebrates. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 48(1):51–58.
- CONABIO, COMISSÃO NACIONAL DA BIODIVERSIDADE. 2018. RESOLUÇÃO N° 7, DE 29 DE MAIO. <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/biodiversidade/especies-exoticas-invasoras/2020/2020-07-14-ibama-especies-exoticas.pdf> (acessado em 25/07/2022)

- CONCEPCION, G.T., KAHNG, S.E., CREPEAU, M.W., FRANKLIN, E.C., COLES, S.L. & TOONEN, R.J. 2010. Resolving natural ranges and marine invasions in a globally distributed octocoral (genus *Carijoa*). *Marine Ecology Progress Series* 401:113–127.
- CÓRDOVA JUNIOR, R.F.D.S. 2022. A introdução e distribuição do tucunaré-azul e do tambaqui no Pantanal corumbense. *Revista Acta Ambiental Catarinense* 19(1): 01-15.
- CORRÊA, R.F., MACÊDO, R.L., FONSECA, K.N., RIBEIRO, M.G., MIRANDA, V.B.S., ORSI, M.L., PORTUGAL, S.G.M. & BRANCO, C.W.C. 2022. First report of the invasive *Ceratium furcoides* (Dinoflagellate) in Paracambi Reservoir, Rio de Janeiro: Risks to the world's largest domestic water treatment plant. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*. 27:e12400
- COURCHAMP, F., CHAPUIS, J.L. & PASCAL, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78(3):347–383.
- COWAN, D.A., CHOWN, S.L., CONVEY, P., TUFFIN, M., HUGHES, K., POINTING, S., & VINCENT, W.F. 2011. Non-indigenous microorganisms in the Antarctic: assessing the risks. *Trends in Microbiology* 19(11):540-548.
- CREED, J., JUNQUEIRA, A., FLEURY, B., MANTELATTO, M. & OIGMAN-PSZCZOL, S. 2017. The Sun-Coral Project: the first social-environmental initiative to manage the biological invasion of *Tubastraea* spp. in Brazil. *Management of Biological Invasions* 8(2):181–195.
- CUTHBERT, R.N., PATTISON, Z., TAYLOR, N.G., VERBRUGGE, L., DIAGNE, C., AHMED, D.A., LEROY, B., et al. 2021. Global Economic Costs of Aquatic Invasive Alien Species. *Science of The Total Environment* 775(25):145238.
- DAGA, V., DEBONA, T., ABILHOA, V., GUBIANI, E.A. & VITULE, J. 2016. Non-native fish invasions of a Neotropical ecoregion with high endemism: a review of the Iguçu River. *Aquatic Invasions* 11(2):209–223.
- DAGOSTA, F.C.P. & de PINNA, M. 2019. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 2019(431):1-163.
- DAMIANI, S., GUIMARÃES, S.M.F., MONTALVÃO, M.T.L. & PASSOS, C.J.S. 2020. "All that's left is bare land and sky": palm oil culture and socioenvironmental impacts on a Tembê Indigenous territory in the Brazilian Amazon. *Ambiente & Sociedade* 23:1-16..
- D'AVILLA, T., COSTA-NETO, E.M. & BRITO, M.F.G. 2021. Impacts on fisheries assessed by local ecological knowledge in a reservoir cascade in the lower São Francisco River, northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 19(3):e200156.
- DECHOUM, M.S., SÜHS, R.B., MELO FUTADA, S. & ZILLER, S.R. 2021. Distribution of invasive alien species in Brazilian ecoregions and protected areas. In *Invasive Alien Species* (T. Pullaiah & M.R. Ielmini, eds). Wiley, p.24–42.
- DE FARIA, B.L., STAAL, A., SILVA, C.A., MARTIN, P.A., PANDAY, P.K. & DANTAS, V.L. (2021). Climate change and deforestation increase the vulnerability of Amazonian forests to post-fire grass invasion. *Global Ecology and Biogeography* 30:2368– 2381.
- DÖGE, J.D.S., OLIVEIRA, H.V. & TIDON, R. 2015. Rapid response to abiotic and biotic factors controls population growth of two invasive drosophilids (Diptera) in the Brazilian Savanna. *Biological Invasions* 17(8):2461-2474.
- DÓRIA, C.R.C., AGUDELO, E., AKAMA, A., BARROS, B., BONFIM, M., CARNEIRO, L., BRIGLIA-FERREIRA, S.R. et al. 2021. The silent threat of non-native fish in the Amazon: ANNF database and review. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9:646702.
- ENCARNAÇÃO, J.M., TEODÓSIO, A. & MORAIS, P. 2021. Citizen science and biological invasions: a review. *Frontiers in Environmental Science* 8:602980.
- ESPÍNOLA, L.A., MINTE-VERA, C.V. & JÚLIO, H.F. 2010. Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006. *Biological Invasions* 12(6):1873–1888.
- ESSL, F., LENZNER, B., BACHER, S., BAILEY, S., CAPINHA, C., DAHELER, C., DULLINGER, S. et al. 2020. Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global Change Biology* 26(9):4880–4893.
- FABRICANTE, J.R., CRUZ, A.B.S., REIS, F.M. & ALMEIDA, T.S. 2021. Invasão biológica em sítios de Restinga no Nordeste brasileiro. *Research, Society and Development* 10(6):e48410615942.
- 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(3):208.
- FARRAPEIRA, C.M.R., MELO, A.V.O.M., BARBOSA, D.F. & SILVA, K.M.E. 2007. Ship hull fouling in the Port of Recife, Pernambuco. *Brazilian Journal of Oceanography* 55(3):207–221.
- FERNANDES, L.F.G., TEIXEIRA, M.C. & THOMAZ, S.M. 2013. Diversity and biomass of native macrophytes are negatively related to dominance of an invasive Poaceae in Brazilian sub-tropical streams. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25(2):202–209.

- FERNANDES, R., GOMES, L.C. & AGOSTINHO, A.A. 2003. Pesque-pague: negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas? *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 25(1):115–120.
- FERREIRA, C.E.L., JUNQUEIRA, A.O.R., VILLAC, M.C. & LOPES, R.M. 2009. Marine bioinvasions in the Brazilian coast: brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species. In *Biological Invasions in Marine Ecosystems* (G. Rilov & J.A. Crooks, eds.). Springer, Berlin, Heidelberg, p.459–477.
- FERREIRA, C.E.L., LUIZ, O.J., FLOETER, S.R., LUCENA, M.B., BARBOSA, M.C., ROCHA, C.R. & ROCHA, L.A. 2015. First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS ONE* 10(4):e0123002.
- FERREIRA, M.T.S. & MAIA-BARBOSA, P.M. 2013. O fogo como facilitador da invasão biológica por *Megathyrsus maximus* (Poaceae: Panicoideae) na Terra Indígena Maxakali (MG): propostas para um manejo agroecológico integrado e adaptativo. *BioBrasil* 3(2):159–147.
- FERREIRA, R.B. & DE LIMA, C.S. 2012. Anuran hotspot at Brazilian Atlantic rainforest invaded by the non-native *Lithobates catesbeianus* Shaw, 1802 (Anura: Ranidae). *North-Western Journal of Zoology* 8(2):386–389.
- FIGUEIREDO, A.L.C.B., FUTADA, S.M., DE LIMA, R.F., DE SIQUEIRA, C.E., DECHOUM, M.S. 2024. Invasive non-native species in federal and state protected areas in Brazil: patterns and explaining factors. *Biological Invasions*
- FLORÊNCIO, F.M., ALVES, D.C., LANSAC-TÔHA, F.M., SILVEIRA, M.J. & THOMAZ, S.M. 2021. The success of the invasive macrophyte *Hydrilla verticillata* and its interactions with the native *Egeria najas* in response to environmental factors and plant abundance in a subtropical reservoir. *Aquatic Botany* 175:103432.
- FONSECA, C.R., GUADAGNIN, D.L., EMER, C., MASCIADRI, S., GERMAIN, P. & ZALBA, S.M. 2013. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. *Biological Invasions* 15(8):1751–1763.
- FONSECA, E., BOTH, C. & CECHIN, S. Z. 2019. Introduction pathways and socio-economic variables drive the distribution of alien amphibians and reptiles in a megadiverse country. *Diversity and Distributions* 25(7): 1130–1141.
- FONTOURA, P.M., DYER, E., BLACKBURN, T.M. & ORSI, M.L. 2013. Espécies de aves não nativas no Brasil. *Neotropical Biology and Conservation* 8(3):165–175.
- FONTÚRBEL, F.E., MURÚA, M.M. & VIELI, L. 2021. Invasion dynamics of the European bumblebee *Bombus terrestris* in the southern part of South America. *Scientific Reports* 11:15306.
- FORNECK, S.C., DUTRA, F.M., CAMARGO, M.P., VITULE, J.R.S. & CUNICO, A.M. 2021. Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia* 848(9):1955–1966.
- FRANCO, A.C.S., GARCÍA-BERTHOUE, E. & SANTOS, L.N. 2021. Ecological impacts of an invasive top predator fish across South America. *Science of The Total Environment* 761:143296.
- FRANCO, A.C.S., SANTOS, L.N., PETRY, A.C. & GARCÍA-BERTHOUE, E. 2018. Abundance of invasive peacock bass increases with water residence time of reservoirs in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 817(1):155–166.
- 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., GUIMARÃES, E.C. & SABINO, J. 2022. Nota Técnica - Ameaças impostas pelo Projeto de Lei 614/2018, ao proteger populações de peixes invasores (tucunarés *Cichla* spp.) no Estado de São Paulo. Sociedade Brasileira de Ictiologia. São Carlos, 14 de julho de 2022.
- FREHSE, F.A., BRAGA, R.R., NOCERA, G.A. & VITULE, J.R.S. 2016. Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biological Invasions* 18(12):3713–3725.
- GAIOTTO, 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(4):294–303.
- GALETTI, M. & SAZIMA, I. (2006). Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza & Conservação* 4:58–63.
- GARCIA, D.A.Z., BRITTON, J.R., VIDOTTO-MAGNONI, A.P. & ORSI, M.L. 2018. Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biological Invasions* 20(5):1229–1241.
- GARCIA, D.A.Z., MAGALHÃES, A.L.B., VITULE, J.R.S., CASIMIRO, A.C.R., LIMA-JUNIOR, D.P., CUNICO, A.M., BRITO, M.F.G., PETRERE-JUNIOR, M., AGOSTINHO, Á.A. & ORSI, M.L. 2018. The same old mistakes in aquaculture: the newly-available striped catfish *Pangasianodon hypophthalmus* is on its way to putting Brazilian freshwater ecosystems at risk. *Biodiversity and Conservation* 27(13):3545–3558.
- GERHARDINGER, L.C., FREITAS, M.O., ANDRADE, Á.B. & RANGEL, C.A. 2006. *Omobranchus punctatus* (Teleostei: Blenniidae), an Exotic Blenny in the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions* 8:941–946.
- GISD. 2021. Global Invasive Species Database. <http://www.iucngisd.org/gisd/> (acessado em 10/05/2022)
- GUIMARÃES SILVA, R., ZENNI, R.D., ROSSE, V.P., BASTOS, L.S. & VAN DEN BERG, E. 2020. Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas. *Biological Invasions* 22(10):3083–3099.

- GUIMARÃES, T.F.R., PETRY, A.C., HARTZ, S.M. & BECKER, F.G. 2021. Influence of past and current factors on the beta diversity of coastal lagoon fish communities in South America. *Journal of Biogeography* 48(3):639–649.
- GURGEL, J. & OLIVEIRA, A. 1987. Efeitos da introdução de peixes e crustáceos no semi-árido do nordeste brasileiro. *Coleção Mossoroense* 453:7–32.
- VAN HAM, C., GENOVESI, P. & SCALERA, R. 2013. Invasive alien species: the urban dimension: Case studies on strengthening local action in Europe. IUCN European Union Representative Office, **Brussels**.
- HERINGER, G., DEL BIANCO FARIA, L., VILLA, P.M., ARAÚJO, A.U., BOTAN, A.L.M. & ZENNI, R.D. 2022. Urbanization affects the richness of invasive alien trees but has limited influence on species composition. *Urban Ecosystems* 25:753–763
- HERMES-SILVA, S., RIBOLLI, J., ÁVILA-SIMAS, S., ZANIBONI-FILHO, E., CARDOSO, G.F.M. & NUÑER, A.P.O. 2021. *Limnoperna fortunei* - Updating the geographic distribution in the Brazilian watersheds and mapping the regional occurrence in the Upper Uruguay River basin. *Biota Neotropica* 21(3):e20201175.
- IBGE. 2011. Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- INSTITUTO HÓRUS. 2022. Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. <https://institutohorus.org.br/> (acessado em 05/10/2022)
- JOHNSON, B.A., MADER, A.D., DASGUPTA, R. & KUMAR, P. 2020. Citizen science and invasive alien species: an analysis of citizen science initiatives using information and communications technology (ICT) to collect invasive alien species observations. *Global Ecology and Conservation* 21:e00812.
- JÚLIO JÚNIOR, H.F., TÓS, C.D., AGOSTINHO, Â.A. & PAVANELLI, C.S. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* 7(4):709–718.
- JUNK, W.J., DA CUNHA, C.N., WANTZEN, K.M., PETERMANN, P., STRÜSSMANN, C., MARQUES, M.I. & ADIS, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences* 68(3):278–309.
- JUNK, W.J.J., PIEDADE, M.T.F.T.F., LOURIVAL, R., WITTMANN, F., KANDUS, P., LACERDA, L.D., BOZELLI, R.L., ESTEVES, F.A., NUNES DA CUNHA, C., MALTCHIK, L., SCHÖNGART, J., SCHAEFFER-NOVELLI, Y., AGOSTINHO, A.A., SCHÖNGART, J., SCHAEFFER-NOVELLI, Y. & AGOSTINHO, A.A. 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24(1):5–22.
- van KLEUNEN, M., DAWSON, W., ESSL, F., PERGL, J., WINTER, M., WEBER, E., KREFT, H. et al. 2015. Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature* 525(7567):100–103.
- LATINI, A.O. & PETRERE, M. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology* 11(2):71–79.
- LAZZAROTTO, H. & CARAMASCHI, É.P. 2009. Introdução da truta no Brasil e na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro: histórico, legislação e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis* 13(4):649–659.
- LIMA, L.B., OLIVEIRA, F.J.M., GIACOMINI, H.C. & LIMA-JUNIOR, D.P. 2018. Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non-native species invasions in Brazil. *Reviews in Aquaculture* 10(1):111–122.
- LIMA-JUNIOR, D.P., BELLAY, S., HOEINGHAUS, D.J., BINI, L.M., LIMA, L.B., YOTOKO, K. & AGOSTINHO, A.A. 2021. Host diversity, phylogenetic relationships and local environmental factors drive infection patterns of a non-native parasite in tropical floodplain fish assemblages. *Hydrobiologia* 848(5):1041–1057.
- LOPES, R.M., CORADIN, L., POMBO, V.B. & CUNHA, D.R. 2009. Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.
- LÓPEZ, M., LAVRADO, H. & COUTINHO, R. 2014. Structure of intertidal sessile communities before and after the invasion of *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) in southeastern Brazil. *Aquatic Invasions* 9(4):457–465.
- LOURES, R.C. & POMPEU, P.S. 2018. Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. *Marine and Freshwater Research* 69(12):1983–1994.
- LUIZ, O.J., SANTOS, W.C.R., MARCENIUK, A.P., ROCHA, L.A., FLOETER, S.R., BUCK, C.E., DE 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.
- MACÊDO, R.L., RUSSO, P., CORRÊA, R.F., ROCHA, O., SANTOS, L.N., & BRANCO, C.W. 2021. The drifting dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925: fundamental niche shift during global invasion. *Hydrobiologia* 848(9):2105–2117.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3), 689–710.
- MAGALHÃES, A.L.B. 2006. First record of lernaeciosis in a native fish species from a natural environment in Minas Gerais state, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 1(1):8–10.

- 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.
- MAGALHÃES, A.L.B., BRITO, M.F.G. & SARROUH, B. 2019. An inconvenient routine: introduction, establishment and spread of new non-native fishes in the Paraíba do Sul River basin, state of Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 14(3):329–338.
- MAGALHÃES, A.L.B. & JACOBI, C.M. 2013. Asian aquarium fishes in a Neotropical biodiversity hotspot: impeding establishment, spread and impacts. *Biological Invasions* 15(10):2157–2163.
- MAGALHÃES, A.L.B., ORSI, M.L., PELICICE, F.M., AZEVEDO-SANTOS, V.M., VITULE, J.R.S., P. LIMA-JUNIOR, D. & BRITO, M.F.G. 2017. Small size today, aquarium dumping tomorrow: sales of juvenile non-native large fish as an important threat in Brazil. *Neotropical Ichthyology* 15(4):e170033.
- MAWARDA, P.C., LE ROUX, X., VAN ELSAS, J.D. & SALLES, J.F. 2020. Deliberate introduction of invisible invaders: a critical appraisal of the impact of microbial inoculants on soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 148:107874.
- MCCULLOUGH, D.G., WORK, T.T., CAVEY, J.F., LIEBHOLD, A.M. & MARSHALL, D. 2006. Interceptions of nonindigenous plant pests at US ports of entry and border crossings over a 17-year period. *Biological Invasions* 8(4):611–630.
- MCEACHERN, A.K., THOMSON, D.M. & CHESS, K.A. 2009. Climate alters response of an endemic island plant to removal of invasive herbivores. *Ecological Applications* 19(6):1574–1584.
- MEDEIROS, R.B. & FOCHT, T. 2007. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 13(1/2):105–114.
- MENDOZA, M.J.C., & ARDALES, E.Y. 2019. Population structure of the banana black sigatoka pathogen [*Pseudocercospora fijiensis* (M. Morelet) Deighton] in Luzon, Philippines. *Philippine Agricultural Scientist* 102(3): 211–219.
- MIRANDA, A.A., ALMEIDA, A.C.S. & VIEIRA, L.M. 2018. Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolaemata) in Brazilian waters: Assessment, dispersal and impacts. *Marine Pollution Bulletin* 130:184–191.
- MMA & MAPA. 2017. Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Javali (*Sus scrofa*) no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- MONTEIRO-ALVES, P.S., HELMER, D.M., FERREGUETTI, A.C., PEREIRA-RIBEIRO, J., ROCHA, C.F.D. & BERGALLO, H.G. 2019. Occupancy, detectability, and density of crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) in two protected areas of restinga habitats in Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 97(10):952–959.
- NUNES, A.J.P. 2001. O cultivo de camarões marinhos no Nordeste do Brasil. *Panorama da Aquicultura* 11(65): 26–36.
- NUÑEZ, M.A., PAUCHARD, A. & RICCIARDI, A. 2020. Invasion science and the global spread of SARS-CoV-2. *Trends in Ecology & Evolution* 35(8):642–645.
- OIGMAN-PSZCZOL, S., CREED, J., FLEURY, B., MANTELATTO, M.C., CAPEL, K.C.C., MEIRELES, C., CABRAL, D., MASI, B. & JUNQUEIRA, A. 2017. O controle da invasão do coral-sol no Brasil não é uma causa perdida. *Ciência e Cultura* 69(1):56–59.
- OLIVEIRA, E.C., TORRANO DA SILVA, B.N. & AMANCIO, C.E. 2009. Fitobentos (macroalgas). In *Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil* (R.M. Lopes, L. Coradin, V.B. Pombo, & D.R. Cunha, eds). Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, p107–139.
- OLIVEIRA, M.D., HAMILTON, S.K., CALHEIROS, D.F., JACOBI, C.M. & LATINI, R.O. 2010. Modeling the potential distribution of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in the Upper Paraguay River system using limnological variables. *Brazilian Journal of Biology* 70:831–840.
- ORGE, L., LIMA, C., MACHADO, C., TAVARES, P., MENDONÇA, P., CARVALHO, P. et al. 2021. Neuropathology of animal prion diseases. *Biomolecules* 11(3):466.
- ORTEGA, J. 2015. First record of Peacock bass *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 in the Brazilian Pantanal. *Biolnvasions Records* 4(2):133–138.
- ORTEGA, J.C.G., JÚLIO, H.F., GOMES, L.C. & AGOSTINHO, A.A. 2015. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia* 746(1):147–158.
- PACHECO, J.P., IGLESIAS FRIZZERA, C., GOYENOLA, G., TEIXEIRA DE-MELLO, F., FOSALBA, C., BAATTRUP-PEDERSEN, A. & JEPPESEN, E. 2021. Invasion of *Ceratium furcoides* in subtropical lakes in Uruguay: Environmental drivers and fish kill record during its bloom. *Biological Invasions* 23(11):3597–3612.
- PADAYACHEE, A.L., IRLICH, U.M., FAULKNER, K.T., GAERTNER, M., PROCHES, Ş., WILSON, J.R.U. & ROUGET, M. 2017. How do invasive species travel to and through urban environments? *Biological Invasions* 19(12):3557–3570.

- PAINI, D.R., SHEPPARD, A.W., COOK, D.C., DE BARRO, P.J., WORNER, S.P. & THOMAS, M.B. 2016. Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(27):7575–7579.
- MORMUL, R.P., ALVES FERREIRA, F., SALA MICHELAN, T., CARVALHO, P., JOSÉ SILVEIRA, M. & MAGELA THOMAZ, S. 2010. Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 58(4):1437-1451.
- PASCHOAL, A., MASSARA, R., SANTOS, J. & CHIARELLO, A. 2012. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. *Mammalia* 76(1):67-76.
- 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(1):84–87.
- PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A., AKAMA, A., ANDRADE-FILHO, J.D., AZEVEDO-SANTOS, V.M., BARBOSA, M. V.M., BINI, L.M. et al. 2021. Large-scale Degradation of the Tocantins-Araguaia River Basin. *Environmental Management* 68(4):445–452.
- 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(8):1789–1801.
- PELICICE, F.M., AZEVEDO-SANTOS, V.M., ESGUÍCERO, A.L.H., AGOSTINHO, A.A. & ARCIFA, M.S. 2018. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 16(2):e170150.
- PELICICE, F.M., SILVA DAMASCENO, L., DE ALMEIDA FERREIRA, E., DA GRAÇA, W.J., AGOSTINHO, C.S. & FERNANDES, R. 2020. Contrasting continental patterns and drivers of taxonomic and functional turnover among fish assemblages across Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 849:373-384.
- PESSOTTO, M.A. & NOGUEIRA, M.G. 2018. More than two decades after the introduction of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) in La Plata Basin. *Brazilian Journal of Biology* 78(4):773–784.
- PINTO, A.S., SILVA MONTEIRO, F.K., RAMOS, M.B., ARAÚJO, R.C.C. & FARIA LOPES, S. 2020. Invasive plants in the Brazilian Caatinga: a scientometric analysis with prospects for conservation. *Neotropical Biology and Conservation* 15(4):503-520.
- PIOVEZAN, U., URBANETZ, C., SOUZA, A. & FEIDEN, A. 2018. Estudos para o controle do caramujo africano (*Achatina fulica*, Bowdich 1822) na APA Baía Negra, Ladário, MS. *Cadernos de Agroecologia*. 13(1):1-7.
- POTT, A., OLIVEIRA, A.K.M., DAMASCENO-JUNIOR, G.A. & SILVA, J.S.V. 2011. Plant diversity of the Pantanal wetland. *Brazilian Journal of Biology* 71:265–273.
- REASER, J.K., MEYERSON, L.A., CRONK, Q., DE POORTER, M., ELDRIDGE, L.G., GREEN, E., KAIRO, M., LATA-SI, P., MACK, R.N., MAUREMOTO, J., O'DOWD, D., ORAPA, W., SASTROUTOMO, S., SAUNDERS, A., SHINE, C., THRAINSSON, S. & VAIUTU, L. 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation* 34(2):98–111.
- RESENDE, E.K., MARQUES, D.K.S. & FERREIRA, L. 2008. A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68:799–805.
- RIBEIRO, V.R., SILVA, P.R.L. da, GUBIANI, É.A., FARIA, L., DAGA, V.S. & VITULE, J.R.S. 2017. Imminent threat of the predator fish invasion *Salminus brasiliensis* in a Neotropical ecoregion: eco-vandalism masked as an environmental project. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15(2):132–135.
- ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G. & MAZZONI, and R. 2011. Invasive vertebrates in Brazil. In *Biological Invasions* (D. Pimentel, ed.). CRC Press, p.67–120.
- ROCHA, L.F., LIMA, G.S., MARTINS, S.V., TORRES, F.T.P. & REIS, C.R. 2017. Avaliação da presença de espécies exóticas em unidades de conservação estaduais de Minas Gerais. *Revista de Ciências Agroambientais* 15(2):238–248.
- ROCHA, O., ESPÍNDOLA, E.L.G., RIETZLER, A.C., FENERICH-VERANI, N. & VERANI, J.R. 2011. Animal Invaders in São Paulo State Reservoirs. *Oecologia Australis* 15(3):631–642.
- DA ROSA, C.A., DE ALMEIDA CURI, N.H., PUERTAS, F. & PASSAMANI, M. 2017. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. *Biological Invasions* 19(7):2101–2123.
- ROSA, D.M. & ASSIS, P.S. 2020. *Limnoperna fortunei* no Brasil: histórico de dispersão, biologia populacional, impactos e controle. In *Ciências Ambientais: Recursos Hídricos* (C. Hayashi, D.S. Sardinha & P.A.Z. Pamplin, eds). Alfenas, p.219–235.
- ROSA, L.C. & DANTAS, J.O. 2020. First record of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Cyrenidae) at Poxim-Açu River, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 32:e22.
- RUFINO, M.R., SILVINO, A.S. & MORO, M.F. 2019. Exóticas, exóticas, exóticas: reflexões sobre a monótona arborização de uma cidade brasileira. *Rodriguésia* 70: e03562017.
- SALES, N.G., PESSALI, T.C., ANDRADE NETO, F.R. & CARVALHO, D.C. 2018. Introggression from non-native species unveils a hidden threat to the migratory Neotropical fish *Prochilodus hartii*. *Biological Invasions* 20(3):555–566.

- SALM, R., FEDER, L., JARDIM, M.A.G., HASS, N., JALLES-FILHO, E. & COSTA, A.M. 2009. Conservation value of an exotic species: the case of coconuts on the Kayapo indigenous lands, south-eastern Amazonia. *Environment, Development and Sustainability* 11(1):161–173.
- SAMPAIO, A.B. & SCHMIDT, I.B. 2014. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(2):32–49.
- SANAULLAH, S., UR, R.S., SEHRISH, N., & ULLAH, K.I. 2019. Emergence, existence and distribution of foot and mouth disease in Pakistan in comparison with the global perspective. *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences* 7(1):102-110.
- SANTANA MARQUES, P., RESENDE MANNA, L., CLARA FRAUENDORF, T., ZANDONÀ, E., MAZZONI, R. & EL-SABAawi, R. 2020. Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *Journal of Animal Ecology* 89(10):2345–2355.
- DOS SANTOS, E.M., SOUZA, D.T.M.T.O., MASCARENHAS-JUNIOR, P.B., SANTOS, R.L., RAMEH-DE-ALBUQUERQUE, L.C. & CORREIA, J.M.S. 2020. Exotic Testudines *Trachemys elegans* (Wied-Neuwied, 1839) and *Trachemys dorbigni* (Duméril & Bibron, 1835) in an Atlantic forest fragment, northeastern Brazil. *Herpetology Notes* 13:1013–1016.
- CAVALCANTI, F.A., RIBEIRO, L.B., MARINS, G., TONELLI, G.S., BÁO, S.N., YASSIN, A., & TIDON, R. 2022. Geographic expansion of an invasive fly: first record of *Zaprionus tuberculatus* (Diptera: Drosophilidae) in the Americas. *Annals of the Entomological Society of America* 115(3):267-274.
- SANTOS, G.S., COLONNA RIBEIRO, I., D'AVILA CENTODUCATTE, L. & LUCENA MENDES, S. 2019. Bird breeding biology and homogenization process in an urban green area at Atlantic rainforest of Southeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 14(1):83–98.
- SANTOS, G.S., VECCHI, M.B. & ALVES, M.A.S. 2020. Transatlantic movement of Domestic Pigeons *Columba livia domestica*. *Oecologia Australis* 24(04): 781–90.
- SANTOS, J.P.B. & FABRICANTE, J.R. 2018. Biological invasion by *Thespesia populnea* in sites under fluvio-marine influence. *Neotropical Biology and Conservation* 13(4):356–360.
- DOS SANTOS, V.L.M., CATELANI, P.A., PETRY, A.C. & CARAMASCHI, É.M.P. 2021. Hydrological alterations enhance fish invasions: lessons from a Neotropical coastal river. *Hydrobiologia* 848(9):2383–2397.
- SILVA, A.C.N. 2020. Plantas ornamentais exóticas invasoras no paisagismo: características e áreas de ocorrência no Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.
- SILVA, B.N.T., AMANCIO, C.E. & OLIVEIRA FILHO, E.C. 2010. Exotic marine macroalgae on the Brazilian coast: a revision. *Oecologia Australis* 14(2):403–414.
- SISSINI, M.N., LONGO, G.O., MARTINS, C.D.L., FLOETER, S.R., PEREIRA, S.B. & HORTA, P.A. 2014. First record of the green alga *Halimeda* (Bryopsidales: Chlorophyta) at Rocas Atoll—natural dispersion or anthropogenic causes? *Marine Biodiversity Records* 7:e104.
- SMITH, W.S., STEFANI, M.S., ESPÍNDOLA, E.L.G. & ROCHA, O. 2018. Changes in fish species composition in the middle and lower Tietê River (São Paulo, Brazil) throughout the centuries, emphasizing rheophilic and introduced species. *Acta Limnologica Brasiliensia* 30:e310.
- SOARES, M.O., DAVIS, M. & CARNEIRO, P.B.M. 2018. Northward range expansion of the invasive coral (*Tubastraea tagusensis*) in the southwestern Atlantic. *Marine Biodiversity* 48:1651–1654.
- SOARES, M.O., SALANI, S., PAIVA, S.V. & BRAGA, M.D.A. 2020. Shipwrecks help invasive coral to expand range in the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 158:111394.
- SOARES, M.O., FEITOSA, C.V., GARCIA, T.M., COTTENS, K.F., VINICIUS, B., PAIVA, S.V., DUARTE, O.S., GURJÃO, L.M., SILVA, G.D.V., MAIA, R.C., PREVIATTO, D.M., CARNEIRO, P.B.M., CUNHA, E., AMÂNCIO, A.C., SAMPAIO, C.L.S., FERREIRA, C.E.L., PEREIRA, P.H.C., ROCHA, L.A., TAVARES, T.C.L. & GIARRIZZO, T. 2022a. Lionfish on the loose: *Pterois* invade shallow habitats in the tropical southwestern Atlantic. *Frontiers in Marine Science* 9:956848.
- SOARES, M.O., XAVIER, F.R.L., DIAS, N.M., SILVA, M.Q.M.D., LIMA J.P., BARROSO, C.X., VIEIRA, L.M., PAIVA, S.V., MATTHEWS-CASCON, H., BEZERRA, L.E.A., OLIVEIRA-FILHO, R.R., SALANI, S. & BANDEIRA, Ê.V.P. 2022b. Alien hotspot: Benthic marine species introduced in the Brazilian semiarid coast. *Marine Pollution Bulletin* 174:113250.
- SOBRINHO, M.S., TABATINGA, G.M., MACHADO, I.C. & LOPES, A.V. 2013. Reproductive phenological pattern of *Calotropis procera* (Apocynaceae), an invasive species in Brazil: annual in native areas; continuous in invaded areas of caatinga. *Acta Botanica Brasilica* 27(2):456–459.
- SOTO, J.R.M. 2009. Ações antrópicas negativas nas ilhas oceânicas brasileiras. In *Ilhas Oceânicas Brasileiras – da pesquisa ao manejo* (L.V. MOHR, J.W.A. CASTRO, P.M.S. COSTA & R.J.V. ALVES eds). MMA Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, p.321–342.
- SOUSA FILHO, H.R., JESUS, R.M., BEZERRA, M.A., SANTANA, G.M. & SANTANA, R.O. 2021. History, dissemination, and field control strategies of cocoa witches' broom. *Plant Pathology* 70(9):1971-1978.

- SOUZA, A.O., CHAVES, M. do 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 and Ethnomedicine* 14(1):33.
- SOUZA, A.O., CHAVES, M.P.S.R., BARBOSA, R.I. & CLEMENT, C.R. 2019. Spatial distribution and abundance of *Acacia mangium* on Indigenous lands in the Serra da Lua region, Roraima State, Brazil. *Human Ecology* 47(2):303–310.
- SOUZA, C.P., RODRIGUES-FILHO, C.A.S., BARBOSA, F.A.R. & LEITÃO, R.P. 2021. Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a Neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology* 19(3):e210033.
- STRUSSMANN, C. & SAZIMA, I. 1993. The snake assemblage of the Pantanal at Poconé, Western Brazil: Faunal composition and ecological summary. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 28(3):157–168.
- SZÉCHY, M.T.M., GUEDES, P.M., BAETA-NEVES, M.H. & OLIVEIRA, E.N. 2012. Verification of *Sargassum natans* (Linnaeus) Gaillon (Heterokontophyta: Phaeophyceae) from the Sargasso Sea off the coast of Brazil, western Atlantic Ocean. *Check List* 8(4):638–641.
- TAVARES, M. 2011. Alien decapod crustaceans in the southwestern Atlantic Ocean. In *In the wrong place - Alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts* (B.S. Galil, P.F. Clark & J.T. Carlton, eds). Springer Netherlands, Dordrecht, p.251–268.
- TAVARES-BRANCHER, K.P., GRAF, L.V., HERINGER, G. & ZENNI, R.D. 2023. Urbanization and abundance of floral resources affect bee communities in medium-sized neotropical cities. *Austral Ecology* 00:1–17.
- TEIXEIRA, L. & CREED, J. 2020. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions* 15(1):30–43.
- THAKUR, M.P., van der PUTTEN, W.H., COBBEN, M.M., van KLEUNEN, M. & GEISEN, S. 2019. Microbial invasions in terrestrial ecosystems. *Nature Reviews Microbiology* 17(10):621–631.
- THE CENTER OF FOOD SECURITY & PUBLIC HEALTH. 2022. Informações sobre as enfermidades dos animais. <https://www.cfsph.iastate.edu/diseaseinfo/factsheets-pt/?lang=pt> (acessado em 08/07/2022)
- THIENGO, S.C., SANTOS, S.B. & FERNANDEZ, M.A. 2005. Malacofauna límnic da área de influência do lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil.: I. Estudo qualitativo. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4):867–874.
- TORRANO-SILVA, B.N., AMANCIO, C.E. & OLIVEIRA, E.C. 2013. Seaweeds in ornamental aquaria in Brazil: anticipating introductions. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41(2):344–350.
- UCHÔA, C.D.N., POZZA, E.A., MORAES, W.S., ROCHA, H.S. & COSTA, F.C.L. 2021. Modelling black Sigatoka epidemics with seasonal dispersal of *Mycosphaerella fijiensis* ascospores over a banana plantation in the Ribeira Valley, São Paulo, Brazil. *European Journal of Plant Pathology* 161(2):463–474.
- UNITED NATIONS. 2019. World urbanization prospects: the 2018 revision. United Nations, New York.
- VAGA, C.F., KITAHARA, M.V., NASCIMENTO, K.B. & MIGOTTO, A.E. 2020. Genetic diversity of the *Pennaria disticha* Goldfuss, 1820 (Cnidaria, Hydrozoa) complex: new insights from Brazil. *Marine Biodiversity* 50:68.
- VALENTI, W.C., POLI, C.R., PEREIRA, J.A. & BORGHETTI, J.R. 2021. Aquicultura no Brasil: uma indústria de 1 bilhão de dólares. *Panorama da Aquicultura* 30(182): 34–49.
- VAN OFWEGEN, L.P. & HADDAD, M.A. 2011. A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. *Zootaxa* 3107:38–46.
- VIEIRA, L.M., FARRAPEIRA, C.M.R., AMARAL, F.D. & LIRA, S.M.A. 2012. Bryozoan biodiversity in Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. *Cahiers de Biologie Marine* 53:159–167.
- VITULE, J.R.S., SKÓRA, F. & ABILHOA, V. 2012. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics: Biotic homogenization in Neotropics. *Diversity and Distributions* 18(2):111–120.
- WILSON FRESHWATER, D., HINES, A., PARHAM, S., WILBUR, A., SABAOUN, M., WOODHEAD, J., AKINS, L. et al. 2009. Mitochondrial control region sequence analyses indicate dispersal from the US East Coast as the source of the invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* in the Bahamas. *Marine Biology* 156:1213–1221.
- XAVIER, E.A., ALMEIDA, A.C.S. & VIEIRA, L.M. 2021. The role of artificial habitats on fouling bryozoan fauna in the southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 167:112310.
- ZAGO, A.C., FRANCESCHINI, L., GARCIA, F., SCHALCH, S.H.C., GOZI, K.S. & SILVA, R.J. 2014. Ectoparasites of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in cage farming in a hydroelectric reservoir in Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária* 23(2):171–178.
- ZENNI, R.D. 2014. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. *Austral Ecology* 39(4):401–407.

- ZENNI, R.D. 2015. The naturalized flora of Brazil: a step towards identifying future invasive non-native species. *Rodriguésia* 66(4):1137–1144.
- ZENNI, R.D. & DECHOUM, M. de S. 2013. Paisagens antropizadas e invasão por plantas exóticas. In *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil* (C.A. Peres, J. Barlow, T.A. Gardner, & I.C.G. Vieira, eds). Editora UFPR, Curitiba, p.549–563.
- ZENNI, R.D., DECHOUM, M.S. & ZILLER, S.R. 2016. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas* 29(1):133-153.
- ZENNI, R.D. & ZILLER, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 34(3):431–446.
- ZILLER, S.R. & GALVÃO, F. 2002. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. *Floresta* 32(1):41-47.
- ZILLER, S., ZENNI, R., BASTOS, L.S., ROSSI, V.P., WONG, L.J. & SHYAMA PAGAD. 2020. Global Register of Introduced and Invasive Species - Brazil. <https://www.gbif.org/dataset/21cf83b3-fec6-4c42-95bc-b8555a991bc3> [acessado em 11 de novembro de 2022]
- ZILLER, S.R. & DECHOUM, M.S. 2014. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(2):4-31.
- ZILLER, S.R., DECHOUM, M.S. & ZENNI, R.D. 2018. Predicting invasion risk of 16 species of eucalypts using a risk assessment protocol developed for Brazil. *Austral Ecology* 44(1), 28-35.

CAPÍTULO 3: VETORES DE MUDANÇA DIRETOS E INDIRETOS QUE AFETAM A INTRODUÇÃO, O ESTABELECIMENTO E A DISSEMINAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Como citar: Bergallo, H. G., dos Santos, L. N., Barros, F., Petruzzella, A., Figueiredo, B. R. S., Pereira, A. D., Latini, A. O., Lopes, A. V., Rosa, C., Vieira Filho, E. A., Evangelista, E. F., Dias, G. M., Ortega, J. C. G., Capel, K. C. C., Abreu, R. C. R. Capítulo 3: Vetores de mudança diretos e indiretos que afetam a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras. *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. 92-132. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap3>

COORDENADORES DO CAPÍTULO

Helena Godoy Bergallo¹, Luciano Neves dos Santos², Francisco Barros³

¹Universidade do Estado do Rio de Janeiro

²Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

³Universidade Federal da Bahia

AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

Antonella Petruzzella⁴, Bruno Renaly Souza Figueiredo⁵, Alan Deivid Pereira⁶, Anderson Oliveira Latini⁷, Ariadna Valentina Lopes⁸, Clarissa Rosa⁹, Edson Aparecido Vieira Filho¹⁰, Érica Fonseca Evangelista¹¹, Gustavo Muniz Dias¹², Jean Carlo Gonçalves Ortega¹³, Kátia Cristina Cruz Capel¹⁴, Rodolfo Cesar Real de Abreu¹⁵

⁴Rhodes University

⁵Universidade Federal de Santa Catarina

⁶Universidade Estadual do Paraná

⁷Universidade Federal de São João del-Rei

⁸Universidade Federal de Pernambuco

⁹Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

¹⁰Universidade Estadual de Santa Cruz

¹¹Universidade Federal de Santa Maria

¹²Universidade Federal do ABC

¹³Universidade Federal do Pará

¹⁴Universidade Federal do Rio de Janeiro

¹⁵Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

REVISORES EXTERNOS

Alberto Akama¹⁶, Mercedes Bustamante¹⁷, Ronaldo Adriano Christofolletti¹⁸

¹⁶Museu Emílio Goeldi

¹⁷Universidade de Brasília

¹⁸Universidade Federal de São Paulo

SUMÁRIO EXECUTIVO

1. Existem muitas evidências de que diferentes vetores diretos e indiretos afetam a introdução, estabelecimento e disseminação de espécies exóticas invasoras no Brasil (EEI). (bem estabelecido). {3.2, 3.3}. Entre os vetores diretos, estão os efeitos da navegação, transporte, comércio e as mudanças no uso dos ecossistemas aquáticos e terrestres como principais facilitadores de invasões biológicas. Entre os vetores indiretos, os motivadores socioculturais, demográficos, econômicos bem como políticas de governança e iniciativas de instituições públicas e privadas atuam como catalisadores do aumento de invasões biológicas.

2. Existem fortes evidências de efeitos múltiplos, aditivos ou de interação entre os vetores. (estabelecido mas incompleto). {3.4.1}. Mudanças climáticas alteram características abióticas em ambientes terrestres e aquáticos, ocasionando também modificações na ocorrência e distribuição das comunidades nativas, e logo no funcionamento dos ecossistemas, o que tende a facilitar o estabelecimento e a dispersão das EEIs. Incêndios frequentes reduzem a sobrevivência no número de espécies residentes, mesmo em ambientes savânicos onde estas possuem adaptações, facilitando o estabelecimento de gramíneas invasoras. Por outro lado, as cinzas geradas, carregadas ao ambiente aquático, alteram as características abióticas, e EEIs podem ser mais resistentes à contaminação da água por cinzas, levando à perda de biodiversidade nativa. Os usos da terra, como a urbanização e as diversas formas de alteração da paisagem, a poluição, a sobreexploração de recursos naturais, e mesmo a ação prévia de espécies exóticas já estabelecidas, também podem interagir, gerando efeitos muito complexos e de difícil previsibilidade sobre as EEIs (Seções 3.4.2 - 6).

3. O transporte aquaviário tem transportado milhares de organismos marinhos além de sua área de distribuição natural. (bem estabelecido). {3.2.1}. Nas últimas cinco décadas, houve um crescimento sem precedentes do comércio e transporte aquaviário intensificando a dispersão de EEIs. Adicionalmente, a navegação recreativa ou comercial pode deslocar vetores entre regiões já invadidas, facilitando a dispersão das EEIs, e ampliando a diversidade genética das populações invasoras, conferindo maior resiliência e capacidade de sobrevivência dessas espécies.

4. A manutenção de animais domésticos e de criação, além de outras práticas culturais humanas, é um importante vetor de introdução e impactos de EEI. (bem estabelecido). {3.3.1}. Aproximadamente um terço das espécies invasoras aquáticas no mundo são organismos utilizados em aquários ou com fins ornamentais, sendo que seu comércio muitas vezes não é regulamentado e fiscalizado. Várias plantas aquáticas, corais e peixes são fruto de descarte intencional e indevido das atividades ligadas ao aquarismo. O comércio ilegal de animais de estimação é uma das principais vias e vetores de introdução de mamíferos e répteis silvestres no Brasil. A ampliação e disseminação do javali no Brasil se deu após a criação comercial ter sido proibida em 1990 e atualmente, por ser a única espécie que pode ser abatida legalmente no país para fins de controle.

5. O crescimento da população humana é um vetor subjacente à maioria dos determinantes diretos e indiretos de introduções de EEIs. (bem estabelecido).

{3.3.2}. Os centros urbanos representam fontes de introdução para muitas EEIs. Dentre as EEI comumente encontradas em cidades com diferentes graus de urbanização, destacam-se os pombos, gatos, cachorros e roedores. A presença de ratos invasores é um problema nas cidades devido aos impactos econômicos e de saúde pública associados. Está bem estabelecido que cães e gatos, criados soltos e sem guarda responsável, predam, competem e transmitem doenças para espécies nativas tanto em centros urbanos, mas principalmente em unidades de conservação. O aumento da população humana também está associado com a expansão dos limites de distribuição de pragas e enfermidades, incluindo a dispersão de novos vírus e outros patógenos.

6. Foram detectados avanços na identificação dos principais vetores que afetam a introdução, o estabelecimento e a disseminação das EEIs, mas existem importantes lacunas de conhecimento. (não resolvido).

{3.5}. É necessário entender melhor o papel da rica biodiversidade brasileira como provável força opositora ao estabelecimento das EEIs e como as interferências antrópicas modulam essa relação. As unidades de conservação possuem importante papel de salvaguardar as espécies nativas e ecossistemas de referência, mas nas condições atuais de globalização e aumento da concentração e visitação por turistas oriundos de diferentes regiões do globo, é preciso avançar na identificação dos vetores de introdução de EEIs nas unidades de conservação. Além disso, existe a necessidade de avanços no desenvolvimento de protocolos e medidas bem-sucedidas para o controle e manejo sustentável das EEIs, em especial em áreas de grande interesse ecológico e econômico.

3.1. Introdução

Objetivos do capítulo

Através de evidências obtidas na literatura, são apresentados e discutidos os principais vetores de mudança naturais e antropogênicos que promovem a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras (EEl) em diferentes biomas brasileiros. Assim, neste capítulo apresentamos os vetores de mudança que diretamente e indiretamente afetam esses processos, sendo que, os vetores indiretos são aqueles que operam difusamente, alterando e influenciando vetores diretos, bem como outros vetores indiretos (**Figura 3.1**). Posteriormente serão discutidos os efeitos múltiplos, aditivos ou de interação entre os vetores e uma integração de vetores diretos e indiretos em ecossistemas e o processo de invasão. O capítulo finaliza apontando conclusões e lacunas de conhecimento acerca dos vetores de mudança para a introdução, estabelecimento e disseminação de espécies exóticas invasoras no Brasil.

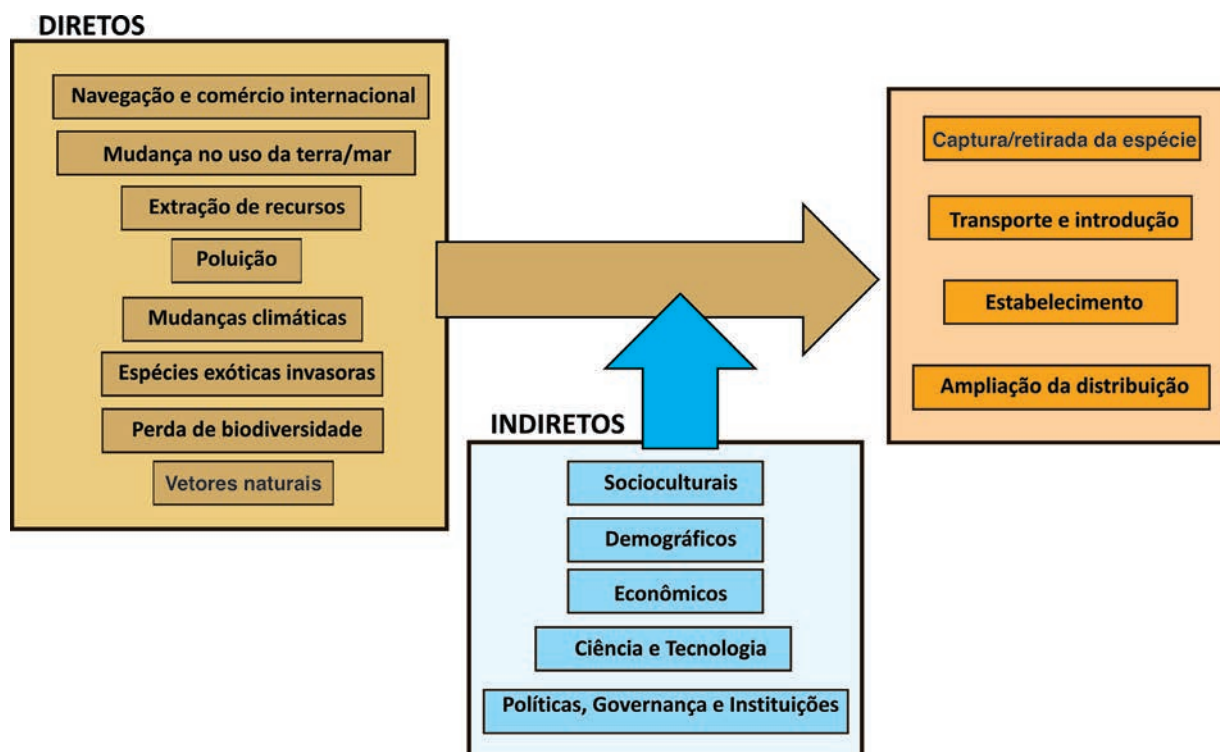


Figura 3.1 - Esquema ilustrando como os vetores de mudança diretos e indiretos estão integrados ao longo de quatro estágios no processo de invasão: transporte, introdução, estabelecimento e expansão da distribuição das EEl.

3.2. Vetores de mudança diretos que promovem a introdução, estabelecimento e disseminação de espécies exóticas invasoras

3.2.1. Navegação e comércio internacional

O transporte aquaviário é apontado como um dos principais responsáveis pela movimentação diária de milhares de espécies no ambiente marinho e de águas

continentais (Carlton & Geller 1993, Wonham & Carlton 2005, Ferreira et al. 2006, Gollasch 2007, Roberts & Tsamenyi 2008, Wanless et al. 2010). Em torno de 1500 houve um grande desenvolvimento do transporte marítimo e da navegação de longas distâncias, que resultou em grandes mudanças na demografia humana, agricultura e comércio, mas que também coincide com o início do período de introdução de espécies exóticas em escala mundial (Preston et al. 2012, Hulme 2009). Por exemplo, durante a “Era das Grandes Navegações” (séc XV a XVII), Portugal transportava espécies de plantas de uma colônia para outra visando a aclimatação e posterior produção (Ferrão 1993). A expressão “Intercâmbio Colombiano” (*Columbian Exchange*) se remete ao período pós 1492, quando Cristóvão Colombo intensificou o intercâmbio entre o hemisfério oriental e o hemisfério ocidental de animais, plantas, alimentos, populações humanas e doenças infecciosas (Simberloff 2013). Adicionalmente, as embarcações de madeira já transportavam muitos organismos incrustados ou no interior (perfurantes) dos cascos e outros organismos associados à areia e pedra ou água doce usadas como lastro (Carlton 1999, Bax et al. 2003). Um segundo marco na história de invasões biológicas foi a Revolução Industrial no século XIX, um período de intensificação do comércio e transporte internacional entre quase todos os continentes (Hulme 2009). No entanto, foi ao longo dos últimos 50 anos que o comércio e transporte aquaviário e aeroviário apresentaram um crescimento sem precedentes, intensificando a frequência de ocorrência de invasões biológicas (Hulme 2009), que tendem a aumentar progressivamente a cada ano (Essl et al. 2020).

Muitos organismos marinhos ainda são transportados além de sua área de distribuição natural, intencionalmente para paisagismo ou cultivo, ou de forma não intencional (Ferreira et al. 2009, Seebens et al. 2013, Ojaveer et al. 2018). Navios de carga, plataformas de petróleo, docas flutuantes, bóias e até mesmo embarcações recreativas têm sido responsáveis pelo transporte de espécies para regiões aonde não chegariam por meio da dispersão natural (Ojaveer et al. 2018). Na costa brasileira, os tráfegos internacionais e locais de embarcações já levaram à introdução e dispersão de uma grande variedade de organismos marinhos como algas, animais vertebrados, invertebrados e microrganismos (Ferreira et al. 2009, Farrapeira et al. 2011, Teixeira & Creed 2020, Salimi et al. 2021). Um exemplo é o coral invasor *Tubastraea* spp., popularmente conhecido como coral-sol, que foi introduzido na costa brasileira por plataformas de petróleo no final da década de 1980 (Castro & Pires 2001, Creed et al. 2017). Atualmente, o coral-sol está distribuído descontinuamente ao longo de 3.500 km de costa, competindo com espécies nativas e endêmicas (Castro & Pires 2001, Creed 2006, Lages et al. 2010, Miranda et al. 2016a, Creed et al., 2017). Além disso, o transporte das EEIs entre regiões já invadidas através da navegação recreativa ou comercial pode, além de facilitar a dispersão delas (Lavoie et al. 1999, Miranda et al. 2016b), acarretar no aumento da diversidade genética das populações invasoras, aumentando a resiliência e capacidade de sobrevivência dessas espécies (Capel et al. 2019).

Apesar da invasão de ambientes costeiros marinhos ser mais frequente e conhecida, dada a concentração das grandes embarcações em portos (Seebens et al. 2013), algumas espécies estuarinas e de águas continentais também podem ser transportadas na água de lastro e introduzidas em águas continentais (Gollash 2007). No Brasil, um importante exemplo é o do bivalve asiático *Limnoperna fortunei*, popularmente conhecido como mexilhão-dourado, causador de grandes impactos para o ambiente, a biota, e para o funcionamento de embarcações, portos e usinas hidrelétricas (Boltovskoy & Correa 2015). Essa espécie foi introduzida provavelmente por água de lastro nos anos 1990, no estuário do rio da Prata (Argentina-Uruguai) e acabou expandindo sua distribuição através do tráfego hidroviário de grandes navios para o Brasil pelos rios Paraná e Paraguai, chegando até o bioma Pantanal (Oliveira et al. 2006). Atualmente, o mexilhão-dourado já foi registrado nas regiões Sudeste, Sul, Nordeste e se aproxima da bacia Amazônica, tendo sua dispersão favorecida também por pequenas embarcações recreativas (Pareschi et al. 2008, Uliano-Silva et al. 2013, Hermes-Silva et al. 2021, Petsch et al. 2021a). Dada a sua grande tolerância à variação das condições ambientais (Oliveira et al. 2011), projeções indicam a possibilidade do mexilhão-dourado se espalhar por todo o Brasil e inclusive invadir diversos rios na América do Norte (Oliveira et al. 2010, Petsch et al. 2021b).

Espécies de vertebrados, como roedores (rato-comum *Rattus rattus*, ratazana *R. norvegicus* e camundongo *Mus musculus*), também foram introduzidas no território brasileiro durante as Grandes Navegações (Rosa et al. 2018). Recentemente, uma ave nativa do continente africano, *Corvus albus* (corvo) foi relatada no Porto de Santos -SP (Silva & Olmos 2007). Esta espécie, que não é habitualmente comercializada como animal de estimação, provavelmente chegou a bordo de navios comerciais provenientes da África Ocidental. O possível estabelecimento dessa espécie levanta preocupações à avifauna local, já que espécies do gênero *Corvus* são predadores importantes de colônias de aves aquáticas (Silva & Olmos 2007, Adelino et al. 2017).

A intensificação do tráfego aéreo também tem permitido a introdução não intencional de novas espécies. Em 2017, Oliveira et al. (2018) registraram o lagarto *Anolis sagrei* na vegetação dentro dos limites do Aeroporto Internacional Antônio Carlos Jobim (Galeão), Rio de Janeiro. Nativo de Cuba, Bahamas e Ilhas Cayman, este lagarto já é considerado invasor em diversos países das Américas e na Ásia (Kolbe et al., 2004, Oliveira et al. 2020). No mesmo aeroporto, também foi observada uma população estabelecida de calangos azuis, *Cnemidophorus lemniscatus*, nativos originalmente da região amazônica (Oliveira et al. 2020).

O comércio ilegal de animais de estimação é uma das principais vias de introdução, tanto intencional como não intencional, de mamíferos e répteis no Brasil (Rosa et al. 2017, Fonseca et al. 2019), como já é o caso das invasões pelos saguis (*Callithrix jacchus*, *C. penicillata* e *C. geoffroyi*) e das tartarugas tigre-d'água (*Trachemys dorbigni* e *T. scripta*). É também um dos principais fatores de riscos para

introdução e invasão de mais de 80 espécies de lagartos e serpentes que ainda não estão em condição de invasão no Brasil, mas que já se encontram em território brasileiro na condição de animais contidos em residências ou mesmo com registros esporádicos na natureza (Fonseca et al. 2019).

Outra fonte de introdução de EEIs através do comércio, principalmente o comércio eletrônico, é de plantas aquáticas para aquarismo ou fins ornamentais, que muitas vezes são liberadas em ambientes naturais de forma intencional ou não (Magalhães et al. 2012a). O comércio eletrônico brasileiro oferece fácil acesso a mais de 200 espécies exóticas de plantas aquáticas provenientes em sua maioria do oriente, que geralmente são vendidas a baixo custo e como partes vegetativas que possuem um alto potencial de dispersão (Peres et al. 2018). Embora as leis brasileiras que regulam o comércio de espécies exóticas sejam adequadas, ainda existe um amplo comércio eletrônico ilegal não apenas de plantas aquáticas, mas também de invertebrados e peixes associados ao aquarismo (Peres et al. 2018).

3.2.2. Mudanças no uso da terra e do mar

As mudanças de uso da terra e do mar são um dos mais importantes fatores que promovem a perda de espécies nativas em todo o mundo (Newbold et al. 2020). Particularmente em ambientes terrestres, a transformação de paisagens naturais em (1) lavouras (Marques et al. 2022), incluindo pastos para a alimentação bovina (Wang et al. 2019), (2) áreas urbanas (Skultety & Matthews 2017) e (3) áreas desmatadas (De Faria et al. 2021) facilitam a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras (Decker et al. 2012).

Mais da metade das espécies de plantas exóticas ocorrem em áreas degradadas nos diversos biomas brasileiros (Zenni & Dechoum 2013, BD Instituto Hórus 2021). Há registros de gramíneas, leguminosas e espécies de outras famílias botânicas invadindo áreas antropizadas em todos os biomas brasileiros, algumas vezes dominando a paisagem (Zenni & Dechoum 2013). Entre essas espécies podemos citar *Hovenia dulcis* (uva-do-Japão) nas florestas do sul do Brasil, *Prosopis juliflora* (algaroba), na Caatinga, e *Elaeis guineensis* (dendezeiro) na floresta Atlântica e na Amazônia (Zenni & Dechoum 2013). No Pampa, estima-se que pelo menos 50% da vegetação nativa já foi substituída por gramíneas cultivadas, sendo que muitas destas também são invasoras em áreas não cultivadas e de vegetação nativa (Overbeck et al. 2013, Oliveira et al. 2017, Ruviaro et al. 2016). Além das gramíneas, as florestas plantadas de pinheiros-americanos no bioma Pampa também têm sido responsáveis pela invasão por *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. em diferentes ambientes, incluindo dunas costeiras. A dispersão das espécies de *Pinus* permite que as sementes sejam levadas para áreas naturais próximas aos plantios e em apenas oito anos, uma área de vegetação graminóide pode ser substituída por árvores de *Pinus* (Abreu & Durigan 2011). No Cerrado, 38 espécies de gramíneas exóticas já foram registradas e uma boa parte desse bioma tem um potencial de moderado a muito alto de ser invadido

(Silva et al. 2020). Ademais, 60% das áreas protegidas que cobrem o Cerrado (29%) apresentam algum grau de invasão por espécies de gramíneas.

Áreas naturais convertidas em áreas de criações podem facilitar que diversas espécies como suínos, cervídeos e roedores se dispersem e invadam áreas naturais (Long 2003). O javali (*Sus scrofa*), que pode se alimentar em cultivos de cana e milho, vem aumentando cada vez mais sua população no sudeste brasileiro (Pedrosa et al. 2021). Essa associação a determinados tipos de cultivos também pode ser um fator determinante na invasão pela lebre-europeia (*Lepus europaeus*) no Brasil (Faria et al. 2016).

No ambiente aquático, a ocupação da região costeira pelo ser humano vem promovendo mudanças drásticas na biodiversidade (Bulleri & Chapman 2010). Por exemplo, a construção de píeres, portos, marinas, moles e espigões, afeta a complexidade do habitat natural, que é substituída por estruturas bidimensionais de madeira, plástico ou concreto, promovendo o aumento da disponibilidade de substrato consolidado, um dos principais recursos limitantes para comunidades sésseis. Logo, reduções na complexidade do habitat, alterações na composição do material, e o aumento concomitante de poluentes nessas regiões e da conectividade entre populações historicamente isoladas, faz com que as regiões portuárias sejam dominadas por espécies resistentes à ação antrópica, muitas vezes exóticas e invasoras. No litoral brasileiro existem muitos locais em que substratos artificiais são dominados por espécies exóticas como o coral-sol, *Tubastraea* spp. e o briozoário *Schizoporella errata* (Mantelatto et al. 2020, Oricchio et al. 2019).

As águas interiores também podem sofrer alterações que promovem diretamente a introdução de espécies. Grandes usinas hidrelétricas (UHE) podem inundar barreiras que separam regiões biogeográficas distintas, misturando espécies que não coocorriam anteriormente. Em Itaipu, cuja construção da UHE inundou as cachoeiras de Sete Quedas, ocorreu a introdução e estabelecimento de mais de 30 espécies de peixes na bacia do Alto Rio Paraná (Júlio Jr. et al. 2009). Reservatórios também podem facilitar o estabelecimento e propagação de espécies exóticas invasoras, pois apresentam características como flutuações abruptas dos níveis de água, concentrações mais elevadas e/ou variáveis de nutrientes, e aumento da luminosidade subaquática, que podem ser mais adequadas a espécies exóticas (Thomaz et al. 2009, Muniz et al. 2020). Por exemplo, o sucesso no estabelecimento de *Hydrilla verticillata*, uma planta submersa invasora agressiva, na planície de inundação do Alto Rio Paraná pode estar associada ao aumento da luminosidade (Sousa et al. 2009, Thomaz et al. 2009, Sousa et al. 2011). Obras de transposição de rios têm sido feitas para transporte de água e, inadvertidamente, de espécies exóticas entre bacias hidrográficas brasileiras. O exemplo mais recente é a transposição do rio São Francisco, interligando águas desta bacia às dos rios de outras bacias hidrográficas no nordeste do Brasil.

3.2.3. Extração de recursos

A extração de recursos naturais envolve qualquer atividade que remova elementos da natureza que são fundamentais para suprir as demandas do ser humano. Os recursos naturais podem ser classificados em quatro grupos, sendo estes: (i) biológicos, como vegetais e animais, (ii) hídricos, provenientes da água de lagos, rios, mares e oceanos; (iii) minerais, como o ferro, rochas, areia e argila; e (iv) energéticos, como os biocombustíveis e os combustíveis fósseis. A extração de recursos hídricos é similar às mudanças no uso do solo e as informações sobre este tópico podem ser vistos em outras seções (3.2.2 e 3.3.3). Nas subseções abaixo serão apresentados exemplos de como a extração de recursos naturais biológicos, minerais e energéticos, pode diretamente promover invasões biológicas.

3.2.3.1. Recursos biológicos

Bromélias são plantas normalmente utilizadas para ornamentação de casas e jardins, enquanto no seu ambiente natural são reconhecidas como importante recurso para a fauna de vertebrados e invertebrados, incluindo espécies de anuros que se abrigam nessas plantas devido a capacidade das mesmas em reter água no seu interior. A translocação de bromélias para ser utilizada como um recurso de ornamentação levou a introdução do anuro *Phyllodytes luteolus* (perereca-das-bromélias), espécie que habita a costa brasileira (do norte do estado do Rio de Janeiro até a Paraíba) para fora da sua distribuição original. A espécie já se encontra com populações bem estabelecidas nos municípios do Rio de Janeiro, Guarujá e São Paulo (Forti et al. 2017).

Algumas espécies de bivalves, como ostras e mexilhões, são cultivadas mundialmente e a grande comercialização *in vivo* desses moluscos têm aumentado as chances de transporte e estabelecimento de várias espécies exóticas acompanhantes, como anêmonas, cracas, poliquetas e briozoários (Simon & Sato-Okoshi 2015, Piló et al. 2021). Um dos maiores problemas encontrados tanto para as populações cultivadas quanto as não cultivadas de ostras é a infestação por poliquetas (Polychaeta: Spionidae) (Diez et al. 2022). Poliquetas do gênero *Polydora* podem reduzir substancialmente o valor comercial das ostras devido às perfurações feitas na concha e atacar outras espécies nativas de moluscos (Radashevsky et al. 2006).

3.2.3.2. Recursos minerais

Paisagens inteiras são transformadas e deterioradas na mineração a céu aberto, e a recuperação/reabilitação de tais áreas é realizada para se reduzir a perda de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Gastauer et al. 2021). Práticas brasileiras de recuperação de áreas degradadas pela mineração mostram uma grande dependência em espécies de plantas introduzidas (Barth et al 1988), muitas delas com potencial invasor. A gramínea *Melinis minutiflora* (capim-gordura), por exemplo, utilizada para controle de erosão, foi muito utilizada em revegetação de áreas

mineradas em Minas Gerais (Toy & Griffith 2010). Não por acaso, essa é uma das 10 espécies de gramíneas invasoras mais comuns no Cerrado (Guimarães-Silva et al. 2020). Embora a governança na legislação brasileira sobre a mineração tenha evoluído, ainda existe uma demanda por espécies de plantas exóticas devido a indisponibilidade de sementes de espécies nativas no mercado (Toy & Griffith 2010). Além disso, a extração de areia pode resultar na formação de áreas escavadas, que quando preenchidas por água pluvial e/ou subterrânea, são frequentemente utilizadas para a introdução e/ou o cultivo de peixes invasores, notadamente tilápias (*Coptodon rendalli* e *Oreochromis niloticus*).

3.2.3.3. Recursos energéticos

Entre os recursos naturais energéticos está a extração de combustíveis fósseis e a produção de biocombustíveis. Várias espécies de plantas atualmente promovidas para biocombustíveis são reconhecidas como invasoras, a exemplo do dendezeiro, mamona (*Ricinus communis*), pinhão-manso (*Jatropha curcas*) e da algaroba, entre outras (Howard & Ziller 2008).

O *dendezeiro* é uma palmeira originária de florestas tropicais da costa ocidental da África, que foi introduzida no Brasil no final dos anos 1500. O óleo extraído das sementes do dendê é amplamente utilizado como matéria-prima na indústria de cosméticos, alimentícia, siderúrgica, produção de plásticos e de biodiesel, entre outros. Atualmente, o dendezeiro não só é plantado como monocultura, como pode invadir áreas naturais de floresta e formar adensados, monodominantes, que impedem a regeneração natural e o crescimento de plantas nativas (por exemplo, Howard & Ziller 2008, BD Instituto Hórus 2021). A espécie já foi registrada como invasora em áreas de floresta Atlântica, sobretudo do nordeste do Brasil, mas também no Espírito Santo e Rio de Janeiro (BD Instituto Hórus 2021) e algumas áreas florestais foram praticamente convertidas em monoculturas de dendezeiro (Howard & Ziller 2008). O dendezeiro também foi registrado como espécie invasora na Amazônia colombiana (Howard & Ziller 2008, BD Instituto Hórus 2021) e é amplamente plantado na região amazônica brasileira. Assim, muitas áreas de floresta podem vir a ser “dendezais”, os quais impedem o crescimento de plantas nativas comprometendo os serviços ecossistêmicos inerentes às florestas nativas (Howard & Ziller 2008).

No Brasil, existem diversas espécies nativas que poderiam atuar como fonte de biomassa para biorefinarias, como as palmeiras macaúba (*Acrocomia aculeata*), babaçu (*Attalea speciosa*) e carnaúba (*Copernicia prunifera*) e mandioca (*Manihot esculenta*), como também plantas aquáticas como o aguapé (*Pontederia crassipes*) e a taboa (*Typha domingensis*) (Favaro & Miranda 2013, Maragoudaki et al. 2022).

3.2.4. Poluição

Poluição, por definição, é a adição ou o lançamento de qualquer substância, matéria ou forma de energia ao meio ambiente em quantidades que resultem em

concentrações maiores que as naturalmente encontradas, produzindo assim efeitos ambientais indesejados. Por exemplo, o nitrogênio e o fósforo são encontrados naturalmente no solo, mas com a alta quantidade gerada pelo uso de fertilizantes, chegam aos ambientes aquáticos causando distúrbios, como a eutrofização (subseção 3.2.4.1). Nas subseções abaixo serão apresentados, em maior detalhe, como os distúrbios gerados por poluentes, como plástico e outros materiais em ambientes marinhos (subseção 3.2.4.2) e a contaminação do solo e da água (subseção 3.2.4.3), podem diretamente promover o sucesso de espécies exóticas invasoras.

3.2.4.1. Nutrientes e eutrofização

Eutrofização é o resultado do acúmulo de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, nos ambientes aquáticos. Estes nutrientes podem ser provenientes de diversas fontes, como o esgoto doméstico e industrial como também da lixiviação de nutrientes do solo provenientes do uso de fertilizantes utilizados para a produção agrícola. A competição por nutrientes possui papel fundamental no estabelecimento, disseminação e persistência de plantas exóticas invasoras. Estudos têm demonstrado que estas espécies apresentam capacidade superior de adquirir nutrientes, isto é, são melhores competidores, particularmente em ambientes altamente produtivos, e que o enriquecimento de nutrientes pode ser desproporcionalmente benéfico para as invasoras (Gioria & Osborne 2014). Desta forma, ecossistemas terrestres que sofrem adição de nutrientes no solo, aumentando a concentração, assim como os aquáticos eutrofizados, tendem a apresentar um maior risco de serem invadidos e de perda da biodiversidade (Engelhardt 2011, Bustamante et al 2012). Em riachos urbanos na cidade do Rio de Janeiro, as concentrações de amônia e coliformes fecais são altas devido ao lançamento de esgoto *in natura*. As populações de guppy (*Poecilia reticulata*) atingem densidades 26 vezes maiores, com maiores tamanhos corporais, em riachos urbanos do que em riachos não urbanizados, entre outros porque os primeiros aumentam a disponibilidade de larvas de quironomídeos (tipicamente encontradas em ambientes impactados), que são consumidos preferencialmente pelos guppies. No reservatório de Furnas, a invasão pelo dinoflagelado *Ceratium furcoides* foi favorecida pelo aporte de nutrientes. Explosões populacionais de *C. furcoides* foram observadas em áreas do reservatório que recebiam esgotos domésticos não-tratados (Silva et al. 2012).

3.2.4.2. Lixo marinho

Objetos de diversos materiais como madeira, borracha, plástico, metal, isopor, entre outros, acabam chegando ao mar de forma intencional ou não intencional (NOAA 2017, Williams & Rangel-Buitrago 2019, García-Gómez et al. 2021, Póvoa et al. 2021). Esse lixo marinho pode tanto ser de origem terrestre, alcançando os oceanos por rios e praias, como originários de atividades desenvolvidas em ambientes marinhos como pesca, tráfego de embarcações e perfurações de petróleo (Williams

& Rangel-Buitrago 2019, García-Gómez et al. 2021, Póvoa et al. 2021). Como muitos desses materiais apresentam alta flutuabilidade, como o isopor, por exemplo (Rech et al. 2016), podem ser facilmente levados pelas correntes, facilitando o transporte e a introdução de espécies exóticas invasoras através dos oceanos, processo conhecido como *rafting* (Barnes 2002, Rech et al. 2016, NOAA 2017). No mundo todo há inúmeros registros de introduções ocorridas por transporte de materiais no mar (Barnes 2002, Rech et al. 2016, NOAA 2017, Póvoa et al. 2021). No Brasil, estudos mostram que cabos, pneus, pedaços de plástico, cordas, isopor, garrafas de vidro, e até mesmo sandálias de borracha, podem ser colonizados por larvas dos corais invasores do gênero *Tubastraea*, o coral-sol (Faria & Kitahara 2020, Mantelatto et al. 2020). Isso aumenta o potencial de transporte e dispersão do coral-sol para outras regiões, facilitando a expansão e o estabelecimento e manutenção da espécie invasora na costa brasileira, ou seja, por meio de invasões secundárias (Mantelatto et al. 2020). Entretanto, ainda existem poucos estudos considerando o impacto de materiais depositados no mar como facilitadores do estabelecimento de espécies exóticas no Atlântico Sul e principalmente no Brasil (Póvoa et al. 2021).

3.2.4.3. Outros contaminantes e a homogeneização do habitat

A introdução de espécies exóticas está diretamente associada ao filtro ambiental criado pelo acúmulo de poluentes, como em regiões portuárias (Crooks et al. 2011). Uma vez que portos e marinas são normalmente circundados por quebra-mares, há uma retenção destes poluentes, principalmente pela lixiviação das tintas anti-incrustantes de embarcações. Esses poluentes, além de serem constantemente liberados por barcos e navios, também se acumulam no substrato bentônico inconsolidado, afetando não apenas a comunidade incrustante. A alta concentração de matéria orgânica em suspensão e o acúmulo de metais limitam a ocorrência de espécies nativas. Livres de inimigos naturais, as populações das EElS resistentes tendem a crescer exponencialmente, alterando o funcionamento desses ecossistemas. Alguns invertebrados invasores (por exemplo, o briozoário *S. errata*) são conhecidos por serem tolerantes ao cobre (Piola & Johnston 2008). Além da poluição química, há evidências de que a poluição luminosa causada pelo uso de luz artificial noturna (LAN) também pode alterar as taxas de recrutamento larval. Considerando que a maior parte da região costeira vem passando por um intenso processo de urbanização e o uso da LAN, é possível prever que essas regiões possam atrair larvas de organismos exóticos a partir da fonte de introdução, expandindo a distribuição dessas espécies.

Em ambientes terrestres, a qualidade dos solos exerce influência direta na montagem da comunidade vegetal e na provisão de serviços essenciais para sustentação da vida (Dominati et al. 2010). O uso intensivo de agrotóxicos no Brasil tem contaminado os solos, e as espécies, nativas ou exóticas, apresentam diferentes habilidades para se desenvolver em tais solos. Na Serra Gaúcha, região produtora

de vinhos no Brasil, o uso de fungicidas pode gerar um acúmulo de cobre no solo. Espécies nativas de gramíneas do Pampa (*Axonopus fissifolius*, *Paspalum notatum* e *P. plicatulum*) mostraram uma menor capacidade de tolerar a contaminação por este metal do que a gramínea exótica invasora *Cynodon dactylon* (pé-de-galinha ou capim-seda), esta com maiores taxas de crescimento e produção de biomassa (da Silva et al. 2022). Nos ecossistemas de água doce, os represamentos de rios e a rotina de operação das barragens resultam na maior simplificação e/ou homogeneização dos habitats, facilitando o estabelecimento de espécies invasoras pré-adaptadas a serem bem-sucedidas em ambientes lênticos (Johnson et al. 2008).

3.2.5. Mudanças Climáticas

As mudanças climáticas estão entre as principais ameaças à saúde e à sobrevivência de espécies em ambientes marinhos e continentais. Além dos impactos diretos sobre espécies e comunidades nativas, como por exemplo o aumento da incidência de branqueamento de corais em decorrência do aumento da temperatura superficial do oceano, mudanças climáticas podem gerar uma série de consequências para a distribuição e ecologia de espécies exóticas invasoras, potencializando os efeitos negativos (Dukes & Mooney 1999, Hellmann et al. 2008, Sorte et al. 2010). Tais consequências incluem alterações nos mecanismos de transporte, introdução e estabelecimento de espécies exóticas, expansão e alterações dos impactos causados por espécies invasoras já introduzidas e alterações da efetividade de ações de manejo e controle (Hellmann et al. 2008). Por exemplo, períodos de seca mais prolongados provocaram uma mudança na estrutura da comunidade do estuário Piraquê Açu-Mirim no Espírito Santo favorecendo o estabelecimento do ofiuróide invasor *Ophiothela mirabilis* (Gomes & Silva 2020). De maneira geral, estudos mostram que espécies exóticas invasoras tendem a ser mais tolerantes a variações ambientais quando comparadas com espécies nativas, e grande parte das consequências relacionadas às mudanças climáticas, como por exemplo o aumento da concentração de CO₂ na atmosfera e maior fragmentação de habitat, tendem a favorecer espécies exóticas invasoras (Dukes e Mooney, 1999).

3.2.6. Espécies exóticas invasoras

Espécies exóticas também podem atuar como vetores de mudanças e facilitadores da introdução, estabelecimento e dispersão de outras espécies exóticas. Esse tipo de facilitação remete ao conceito de “*Invasional meltdown*”, caracterizado por interações positivas e por vezes sinérgicas entre espécies exóticas e exóticas invasoras, que podem acelerar ou facilitar o processo de invasão e intensificar os impactos sobre os ecossistemas e espécies nativas (Simberloff & Von Holle 1999).

No estágio de introdução, encontramos espécies potencialmente invasoras, em geral de hábitos crípticos e/ou de pequeno tamanho corporal, sendo transportadas de maneira não intencional junto com outras espécies exóticas mais evidentes

e/ou de maior porte. Este tipo de facilitação pode ser observado entre animais e plantas que podem ser transportados em meio a frutas, plantas, e animais exóticos comercializados em feiras e/ou atividades comerciais sem procedimentos mais rigorosos de inspeção e controle. Nos ambientes de águas continentais, vários ectoparasitas e patógenos de peixes e crustáceos podem ser introduzidos pelo transporte inadvertido e soltura dos seus hospedeiros exóticos. A introdução de propágulos de moluscos e crustáceos, na forma de larvas, assim como de peixes, na forma de ovos, também são exemplos frequentes deste fenômeno de facilitação em águas continentais.

Durante o estágio de estabelecimento, algumas espécies exóticas invasoras podem atuar na modificação das condições ambientais do ecossistema invadido, criando condições mais propícias para que espécies menos aptas às condições predominantes originalmente consigam se adaptar, sobreviver e reproduzir. Por exemplo, algumas espécies exóticas de árvores frutíferas e gomíferas, como jaqueiras (*Artocarpus heterophyllus*) e amendoeiras (*Terminalia catappa*), fornecem alimentação e/ou condições de microhabitat (por exemplo, refúgio, sombreamento) que são amplamente utilizados, contribuindo consideravelmente para a sobrevivência de primatas, aves, e/ou insetos também exóticos, como os saguis (*C. jacchus*, *C. penicillata* e seus híbridos) invasores no sul e sudeste do Brasil (Cunha et al. 2006, Modesto & Bergallo, 2008, Raíces et al. 2017). Em ambientes de águas continentais, algumas espécies de macrófitas, bivalves e peixes exóticos, além de interferirem nos níveis de transparência e/ou no fluxo de água, também podem alterar os habitats submersos, criando um conjunto de condições mais favoráveis para o estabelecimento de peixes, crustáceos e outras espécies de moluscos e macrófitas exóticas. Espécies engenheiras exóticas, tais como o coral-sol e algumas espécies de bivalves, parecem constituir o principal exemplo de facilitação para o estabelecimento de outras espécies exóticas em ambientes marinhos e/ou estuarinos. Todavia, são ainda necessários estudos experimentais sobre esses mecanismos de facilitação no Brasil.

3.2.7. Perda de biodiversidade

Uma hipótese muito discutida diz respeito à resistência biótica (Elton 1958), na qual se postula que EEIs teriam menores chances de se estabelecer em regiões mais preservadas e com maior biodiversidade do que em locais mais perturbados e com menor biodiversidade (por exemplo, Jeschke & Genovesi 2011). Todavia, a relação entre biodiversidade e susceptibilidade à invasão tem sido questionada (Levine & D'Antonio 1999) e existem evidências contrárias à hipótese de resistência biótica (por exemplo, Cobián-Rojas et al. 2018). No Brasil, por exemplo, existem EEIs que se estabeleceram e disseminaram em regiões com alta biodiversidade (por exemplo, coral-sol no NE e SE do Brasil). É importante ressaltar que estudos realizados em diferentes escalas indicam que em escalas espaciais maiores

(>1000 m²) há uma relação positiva entre maior diversidade e um maior número de EEIs, mas geralmente esse padrão não é observado em escalas menores (<10 m²) e isso se atribui a ação de mecanismos de resistência biótica (por exemplo, competição) que agem em escala local (Fridley et al. 2007). Em ambientes de água doce, experimentos têm demonstrado que comunidades de plantas submersas nativas não impedem completamente a colonização de EEIs (Louback-Franco et al. 2020, Petruzzella et al. 2020). No entanto, a biomassa e diversidade dessas plantas desempenham um papel crucial na resistência biótica, diminuindo o desempenho (ou seja, crescimento) de EEIs através da competição por recursos nestes sistemas (Petruzzella et al. 2018, 2020). Logo, a conservação e restauração de plantas submersas nativas poderiam contribuir de maneira crucial para aumentar a resistência destes ecossistemas de água doce a invasões.

O aumento de diversidade em comunidades biológicas também se relaciona diretamente com o melhor funcionamento dos ecossistemas (Cardinale et al. 2012) e os efeitos diretos de EEIs sobre comunidades biológicas mais empobrecidas tendem a ser mais severos (Cardinale et al. 2012). A intensidade das introduções de EEIs está mudando mais rapidamente nas últimas décadas do que em qualquer momento da história humana (por exemplo, Tatem 2009, Seebens et al. 2015), indicando que os seus efeitos sobre a biodiversidade podem ter consequências nunca previstas e observadas (Bellard et al. 2016, Early et al. 2016).

3.2.8. Vetores de mudança naturais

Após a introdução de EEIs, ocorrida via vetores de mudança (meios físicos) relacionados à ação humana, vetores de mudança naturais, como por exemplo, animais polinizadores e dispersores de frutos e sementes, e correntes, podem atuar, na dispersão dessas EEIs em escala local e regional, após a introdução. Plantas nativas com dispersão das sementes mediadas por animais (zoocóricas) são primordialmente dependentes da presença de dispersores nativos para seu sucesso de dispersão. Muitas EEIs também necessitam desses agentes para concretizar o processo da invasão. Algumas EEIs, que apresentam frutos carnosos, têm mais sucesso em dispersão mediada por animais quando comparadas com espécies nativas de uma mesma região (Rejmánek & Richardson 1996). No Brasil um exemplo de sucesso de dispersão natural (mediada por espécies nativas) é da espécie arbórea uva-do-japão (Rhamnaceae). Originária do leste asiático, esta EEI é amplamente encontrada nas florestas tropicais e subtropicais brasileiras, bem como nas estepes e ecótonos entre essas formações vegetais, desde florestas do interior do estado da Bahia, por todo o Cerrado, ecossistemas da Mata Atlântica, até florestas úmidas de Araucária (Zenni & Ziller 2011). A uva-do-japão é polinizada principalmente por abelhas, tanto nativas (*Melipona quadrifasciata* e *Plebeia emeryna*), quanto exóticas (*Apis mellifera*) (Carvalho 1994). Uma grande variedade de espécies de mamíferos nativos é relatada como consumidoras ou potenciais dis-

personas da uva-do-japão, dentre eles estão o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) (Cheida 2005, Lima et al. 2015), gambá (*Didelphis aurita*) (Cáceres e Monteiro-Filho 2001), tatu-galinha (*Dasyus novemcinctus*), macaco-prego (*Sapajus nigritus*) (Hendges et al. 2012), miquiqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides*) (Hack et al. 2017) e bugio (*Alouatta guariba clamitans*) (Silveira 2009). O consumo de frutos da uva-do-japão, e preferência alimentar perante as espécies nativas em determinada área, pode causar interrupções em interações entre as espécies nativas, e afetar não apenas as interações fruta-frugívoro, mas a comunidade biológica inteira (Lima et al. 2015).

Após sua introdução e estabelecimento, as EEIs podem colonizar comunidades nativas adjacentes devido à sua própria capacidade de dispersão ou associada a espécies nativas. Por exemplo, a dispersão do rotífero *Kellicotia bostoniensis* pela região Neotropical tem sido atribuída à dispersão de ovos de resistência aderidos a aves migratórias ou mesmo dispersos em gotículas de água transportadas por vento ou chuva (Bomfim et al. 2016). De forma similar, eventos sazonais que ocorrem naturalmente podem permitir o acesso de EEIs a comunidades nativas. Por exemplo, EEIs estabelecidas em áreas alagáveis, onde o aumento do nível dos rios nas cheias é determinante para a conectividade dos ambientes e dispersão das espécies, podem utilizar o próprio evento de cheia para colonizar locais sazonalmente isolados (Thomaz 2022).

Incêndios que podem ocorrer em biomas brasileiros florestais tanto naturalmente ou por ação humana, também podem facilitar a dispersão de EEIs. Espécies de braquiária são muito utilizadas para pastagem no Brasil. Experimentos têm mostrado que regimes de queimadas anuais ou trianuais aumentam a distância ocupada pela braquiária (*Urochloa eminii*) da borda para o interior de florestas queimadas (Silvério et al. 2013). Em ambientes costeiros e marinhos, os diferentes tipos de correntes podem ser condutores naturais da dispersão de EEIs. Por exemplo, no estuário do Rio Paraguaçu, o coral-sol originalmente introduzido por uma plataforma de petróleo atracada em um estaleiro no início do estuário, ampliou a distribuição aproveitando as correntes de marés para colonizar o meio do estuário (Miranda et al. 2016b). Correntes marinhas têm sido apontadas como as principais facilitadoras da dispersão do peixe-leão (*Pterois volitans*) em direção sul ao longo da costa brasileira, desde que esta espécie invasora conseguiu avançar sobre a região da foz e delta do rio Amazonas, ao norte (Soares et al. 2023).

3.3. Vetores de mudança indiretos que promovem a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras

Embora não afetem as EEIs diretamente, vetores de mudança indiretos operam, em geral, em escalas espacial e temporal mais amplas e de forma mais difusa, podendo alterar e influenciar tanto vetores diretos quanto indiretos. Os indiretos

podem, por exemplo, afetar o nível (por exemplo, magnitude), direção (por exemplo, aumento ou diminuição), ou taxa (por exemplo, mudança ao longo do tempo) de vetores diretos.

3.3.1. Motivadores socioculturais

Como parte do sistema natural, o ser humano necessita do uso de recursos naturais tanto para sua sobrevivência básica, como para atender necessidades não prioritárias, mas que se tornaram demandas na sociedade moderna. Essas necessidades e demandas geram interesse na manutenção de espécies vegetais e animais que abrem caminho para as EEIs. Espécies identificadas como recurso pela sociedade (por exemplo, madeira proporcionada por *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., ou consumo de carne do javali) tendem a ser introduzidas e mantidas no ambiente, mesmo quando há políticas públicas de controle e erradicação. EEIs que geram problemas para a sociedade geralmente não são intencionalmente introduzidas e podem ter programas de controle e erradicação (por exemplo, mosquito-da-dengue, *Aedes aegypti*) mais eficientes (Epanchin-Niell et al. 2009, Woodford et al. 2016).

O interesse da sociedade em EEIs faz com que a maioria de espécies introduzidas, de forma intencional ou não, em ambientes naturais sejam provenientes de uso ornamental, no caso de plantas, e interesse no consumo de carne, caça ou pesca esportiva e uso de animais domésticos (por exemplo, aquarismo, animais de estimação, aquicultura) no caso da fauna (Zenni 2014, Rosa et al. 2017).

A cultura de manter organismos ornamentais para fins recreativos pode ser um importante vetor da introdução de espécies exóticas, destacando-se dentre essas práticas o aquarismo (Magalhães et al. 2021a). A liberação intencional ou não intencional desses organismos introduz muitas EEIs. Aproximadamente um terço das espécies invasoras aquáticas no mundo são organismos utilizados em aquários ou com fins ornamentais, sendo seu comércio muitas vezes não regulamentado e fiscalizado (Magalhães et al. 2021b). No Brasil, recentemente corais moles ornamentais do gênero *Sansibia* e *Clavularia*, foram introduzidos na região da Ilha Grande - RJ (Mantelatto et al. 2018), e do gênero *Sarcothelia* foi introduzido e vem aumentando rapidamente sua cobertura no fundo raso em Salvador (BA) (Menezes et al. 2021). Como essas espécies foram registradas em locais distantes de grandes portos, é provável que suas introduções tenham se dado por descarte intencional e indevido (Mantelatto et al. 2018). Outro exemplo que provavelmente foi originado de descarte, é o peixe-leão do gênero *Pterois* encontrado pela primeira vez na costa do Rio de Janeiro (Ferreira et al. 2015). Análises genéticas confirmaram que o DNA deste exemplar é originário do Caribe, onde esse organismo foi introduzido há mais de 30 anos (Hixon et al. 2016), e a grande distância indica a maior probabilidade de introdução via aquarismo do que dispersão natural (Luiz et al. 2021).

O uso de animais como animais de estimação é uma das principais vias e vetores de introdução de mamíferos e répteis silvestres no Brasil (Rosa et al. 2017,

Fonseca et al. 2019). Além dos animais silvestres, animais domésticos também são considerados EEIs. Cães e gatos domésticos estão amplamente distribuídos em zonas urbanas, rurais e unidades de conservação brasileiras (Lessa et al. 2016, Rosa et al. 2017).

O consumo de carne, a caça e pesca esportiva também são vetores culturais muito associados à introdução e invasão da fauna em território brasileiro. Na Caatinga, as cabras (*Capra hircus*) são criadas livremente e consomem plantas e modificam a vegetação natural. Em um ambiente semi-árido inóspito para diversos outros animais e plantas, a criação de cabras representa uma das principais atividades econômicas e de subsistência das famílias locais, sendo inclusive a única fonte de proteína para famílias de baixa renda. Da mesma forma, outros ungulados domésticos (*Bos* spp. - gado, *Bubalus bubalis* - búfalo e *Equus* spp. - cavalo) também causam modificações em diferentes habitats (vegetação, qualidade da água, etc.) que são utilizados por espécies nativas. O fechamento de fazendas de criação também foi desencadeador da invasão do javali na década de 1990, quando a criação comercial da espécie foi proibida no Brasil e diversas fazendas soltaram deliberadamente os animais por medo da fiscalização (Hegel et al. 2022). No entanto, a invasão e disseminação do javali em território brasileiro possuem diversos vetores culturais. Os primeiros registros da espécie no Brasil ocorreram entre a década de 1960 e 1980, de animais que cruzaram a fronteira do Brasil com o Uruguai, onde foram introduzidos para a caça esportiva. Recentemente, os principais vetores de disseminação da espécie são o interesse na caça, uma vez que é a única espécie que se pode abater legalmente no país para fins de controle, o que tem motivado alguns caçadores a introduzir ilegalmente a espécie em territórios onde ela ainda não ocorre, bem como para alimentar o mercado ilegal de carnes exóticas e, ainda mais difícil de controlar, a criação comercial de “fundo de quintal”. É muito comum em pequenas propriedades rurais a criação de javalis ou javaporcos (reconhecido como híbrido da linhagem doméstica de porco e do javali silvestre, ambos da espécie *Sus scrofa*), que são mais apreciados pela carne, sendo apontado como uma das principais vias e vetores da invasão da espécie no país (Oliveira 2012, Rosa et al. 2017, 2018, Hegel et al. 2022). As espécies chital (*Axis axis*) e a lebre-europeia também são invasoras que entraram no país primeiramente pela fronteira com países vizinhos, onde foram introduzidos para caça esportiva, havendo uma preocupação de que essas espécies sejam cada vez mais disseminadas no Brasil.

Em ambientes de águas continentais, a ocorrência e a dispersão de espécies exóticas de peixes (por exemplo, tilápias, *Cichla* spp. - tucunarés, guppies e *Cyprinus* spp. - carpas), moluscos (por exemplo, *Melanoides* spp.), macrófitas aquáticas (por exemplo, *Hydrilla verticillata*) e répteis (por exemplo, *Trachemys* spp.) são vistas como favoráveis em algum momento de seu ciclo de vida por alguns setores da sociedade. A introdução de tilápia é entendida como oportunidade de incremento protéico; a introdução do tucunaré, para lazer na pesca esportiva; guppies e carpas,

como promotores de beleza em cenários domésticos. Tal percepção também atinge grupos que movimentam o comércio das macrófitas aquáticas, que são utilizadas como refúgio e/ou mesmo como alimento pelo tigre-d'água (*T. dorbigni*), o que pode representar um risco associado à potencial invasão pelo molusco *Melanoides tuberculata* (caramujo-trombeta), muito abundante nas raízes de algumas espécies de macrófitas aquáticas (Hahn et al. 2014).

O conhecimento científico produzido sobre os organismos exóticos não necessariamente conduz a percepção das pessoas a seu respeito na mesma direção (Schelhas et al. 2021). Deste modo, a presença de espécies exóticas tem na complexidade do problema que representa, a percepção social a seu respeito como facilitadora ou dificultadora de ações de manejo, já que pessoas são determinantes para a transformação das paisagens naturais e para que as invasões biológicas possam ocorrer (Franco-Moraes et al. 2021). O modo como as pessoas percebem o ambiente natural e as espécies exóticas é de certa forma definido por seus interesses e suas atitudes, pelas condições ecológicas e sociais, pelas crenças e valores e pelos benefícios e impactos que estas espécies agregam (Kapitza et al. 2019). Por consequência, levam a atitudes individuais e coletivas que podem favorecer a dispersão continuada dos organismos ou limitar o seu adequado manejo. No Brasil, um recente estudo ilustrou que o conhecimento da biodiversidade local por estudantes é baixo e por isso falham em distinguir espécies exóticas e nativas, comprometendo um posicionamento favorável à manutenção da biodiversidade e das contribuições da natureza para as pessoas (Melo et al. 2021).

3.3.2. Motivadores demográficos

A migração humana seja ela internacional, nacional ou regional e o crescimento populacional humano são processos sociodemográficos que afetam o meio ambiente, sendo vetores subjacentes a todos os determinantes diretos e indiretos de introduções de espécies exóticas invasoras (Meyerson et al. 2007). Aumentos no tamanho da população humana e da urbanização levam a maiores demandas por alimentos, renda, lazer e atividades humanas relacionadas à extensão da rede de transporte, distúrbios ambientais e uso do solo (Auffret et al. 2014, McKinney 2006a). Conforme o relatório intitulado “World Urbanization Prospects 2018” das Nações Unidas, nas próximas décadas, o grau de urbanização deverá aumentar em todas as regiões do mundo, mas com variação considerável. Para o Brasil, as projeções indicam que até 2050 mais de 90% da população residirá em centros urbanos (Nações Unidas 2018).

Como as populações humanas tendem a se concentrar em áreas ricas em espécies e recursos naturais, a nova configuração ambiental criada em decorrência da formação de grandes centros urbanos fornece abundantes fontes de introdução, recursos alimentares e abrigo para uma gama de espécies comensais e sinantrópicas, ou seja, aquelas que se adaptaram a viver junto ao ser humano, a despeito

da vontade deste. EEIs demonstram ter uma maior aptidão para explorar áreas densamente povoadas (Bellard et al. 2016) e, quanto mais próximo aos centros urbanos, maior é a tendência de se encontrar um maior número de EEIs (McKinney 2006b, Bellard et al. 2016).

No Brasil, a maioria da população está concentrada a até 300 km da costa Atlântica, principalmente no domínio da Mata Atlântica (Costa & Monte-Mór 2002, Fundação SOS Mata Atlântica, 2016). Não por acaso, é a região que abriga a maior diversidade de EEIs de plantas e animais encontrada no país (Sampaio & Schmidt 2013, Zenni et al. 2016, Dechoum et al. 2021). Essa proximidade da população humana aos ecossistemas costeiros propicia intenso tráfego de embarcações, criação de canais de comunicação entre regiões, e liberação de organismos mantidos domesticamente (Ruiz et al. 1997, Kareiva et al. 2007, Ojaveer et al. 2018).

Dentre as EEIs comumente encontradas em todos os graus de urbanização humana se destacam o pombo (*Columba livia*), animais domésticos como gatos e cachorros, e roedores, como ratazana, rato-preto e camundongo. A presença de ratos invasores é um considerável problema crescente nas cidades devido aos impactos econômicos e de saúde pública associados (Costa et al. 2014, Zeppelini et al. 2021).

A projeção do aumento populacional em áreas urbanas oferece um alerta importante: as atuais áreas de proteção podem não suportar a manutenção da biodiversidade nativa em longo prazo (Wittemyer et al. 2008, Araújo et al. 2011). Isto porque a densidade populacional está fortemente ligada à presença de espécies exóticas invasoras dentro das áreas de proteção ambiental (Spear et al. 2013). Dessa forma, a proximidade com os grandes centros urbanos e o crescimento da população em direção às áreas de proteção ambiental agirão como fontes de propágulos e de novas invasões no futuro.

3.3.3. Motivadores econômicos

O uso de EEIs na agricultura, silvicultura, aquicultura e para fins ornamentais e recreativos em grande parte do Brasil é um processo histórico e cultural datado do início do século XX. Diversas atividades econômicas envolvidas diretamente pelo cultivo ou exploração de organismos vivos ou indiretamente pelo transporte não intencional são vetores importantes de introdução de EEIs.

A produção de organismos exóticos em reservatórios no Brasil notoriamente constitui fonte de proteína e renda, mas também constitui a entrada de nutrientes que contribuem para a eutrofização e ameaças à biodiversidade local (Forneck et al. 2020), assim como para o escape de espécimes ao meio natural (Casimiro et al. 2018). Apesar disso, o país conta com legislação (Decreto Federal 10576/2020) que estimula tal prática e ameaça a efetividade de acordos internacionais que visam prevenir invasões biológicas (Latini et al. 2021, Charvet et al. 2021).

EElS emblemáticas exploradas por atividades de cultivo são diferentes espécies de tilápias, rã-touro (*Lithobates catesbeianus*), javali, pinheiro (*Pinus elliottii*), acácia (*Acacia mangium*), leucena (*Leucaena leucocephala*) e espécies frutíferas, como a jaqueira. O cultivo de espécies exóticas no Brasil geralmente não é seguido por medidas de controle efetivas sendo, por vezes, efetuadas em condições ambientalmente arriscadas (por exemplo, tanques de piscicultura escavados próximos à região de inundação de rios e represas; tanques, redes ou gaiolas de cultivo que podem ser danificados por animais ou condições ambientais adversas) (Azevedo-Santos et al. 2011, Orsi & Agostinho 1999) e que podem facilitar escapes de espécies exóticas cultivadas (Azevedo-Santos et al. 2011). Além disso, espécies cultivadas podem ser abandonadas devido à baixa rentabilidade ou mesmo falência do empreendimento. Por exemplo, o cultivo de rã-touro popularizou-se no Brasil em meados da década de 1990, mas, devido à baixa rentabilidade, vários empreendimentos foram finalizados e indivíduos vivos foram soltos ou escaparam (Both et al. 2011). Da mesma forma, *Lissachatina fulica* (caracol-gigante-africano) foi introduzido para fins de criação e comercialização, sem sucesso (Teles & Fontes 2002) e se dispersou pelo Brasil.

No Brasil, também há registro de EElS introduzidas para atendimento de demandas do mercado de pele. Um exemplo de caso foi a introdução do ratão-do-banhado (*Myocastor coypus*) fora de sua faixa de ocorrência no Brasil, que originalmente era somente no Rio Grande do Sul (Pereira et al. 2020), motivada principalmente em decorrência da demanda Norte Americana do comércio e cultivo de peles, além da produção de carne em meados da década de 1940 (<https://nutria.com/fur-industry/>). A presença na região sudeste é atribuída a fugas de fazendas de peles, produção de carne e introduções deliberadas em lagoas e rios por produtores locais (Bonvicino et al. 2007). Atualmente, a espécie é facilmente registrada em pastagens alagadas e áreas de várzea nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina e Minas Gerais (região não nativa) (Pereira et al. 2020, Rosa et al. 2020).

A aquariofilia é um importante motivador econômico de introdução de espécies de diferentes EElS. Macrófitas submersas (*Hydrilla verticillata* e *Egeria densa*) são comercializadas para ornamentação de lagos particulares ou aquários (Peres et al., 2018). Eventualmente propágulos desses organismos podem ser carreados para ecossistemas naturais por dispersão de animais, troca de água ou pela retirada de cobertura excessiva desses organismos em manutenções e limpezas dos ambientes que os contém (Padilla & Williams, 2004). A pesca esportiva tem introduzido espécies como o tucunaré em reservatórios do centro-oeste, nordeste, sudeste e sul, e da truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) em rios de cabeceiras do sudeste e sul brasileiro (Agostinho et al. 2007, 2021, Lazzarotto & Caramaschi 2009, Franco et al. 2022b). Tais introduções visam aumentar o interesse turístico de ambientes que sofrem impacto antropogênico de outros estressores (por exemplo, represamentos) ou que previamente não apresentavam tais espécies (por exemplo, riachos sem peixes) (Agostinho et al. 2007, Lazzarotto & Caramaschi 2009, Franco et al. 2022b).

A intensificação do comércio é um importante motivador econômico. EElS podem ser transportadas não intencionalmente junto a mercadorias ou em procedimentos operacionais do transporte por via terrestre, aérea e aquática. Espécies de moluscos como o mexilhão-dourado e a amêijoia-asiática (*Corbicula fluminea*) têm como hipótese mais plausível de chegada à América do Sul por meio de troca de água de lastro de navios cargueiros (Boltovskoy et al. 2006). Ambas as espécies têm origem asiática e colonizaram inicialmente a foz do rio da Prata após serem despejadas pela troca de água de lastro em região estuarina (Boltovskoy et al. 2006). Desde então, essas espécies vêm dispersando-se a montante dos rios da bacia do Prata associadas a outras espécies com maior capacidade de dispersão, pela aderência a superfícies e existência de diversas barragens e mecanismos de transposição nos rios da região (Boltovskoy et al. 2006).

3.3.4. Ciência e Tecnologia

Algumas introduções originam-se de acidentes ou descartes vinculados ao uso de espécies para estudos. A introdução da abelha-africanizada (*Apis mellifera scutellata*) é emblemática. Populações da abelha-africanizada foram trazidas a Piracicaba, interior de São Paulo, em 1956, por Warwick Kerr para cruzamento com linhagens exploradas pela apicultura nacional (Kent 1988). Essas populações foram contidas no laboratório de W. Kerr. Contudo, como visitantes apicultores inadvertidamente removeram as telas de contenção, algumas populações acabaram por escapar e se estabeleceram prontamente (Kerr 1967, Kent 1988).

O impacto econômico de pragas agrícolas pode levar a estudos de controle biológico por instituições de pesquisa e, quando não realizados corretamente, há a introdução de espécies exóticas que se tornam invasoras. A grande massa fecal bovina acumulada nos pastos levou a um declínio no crescimento de gramíneas e no aumento de parasitas do gado. No final da década 1980 e início de 1990, o Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Corte (CNPGC) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), com o intuito de controlar organismos associados às fezes bovinas, em especial a mosca-do-chifre, *Haematobia irritans*, e nematódeos gastrointestinais, passou a criar em laboratório com posterior liberação em pastagens, o besouro-rola-bosta, *Digitonthophagus gazella* (Bianchin et al. 1998). Anteriormente, na década de 1960, a mesma espécie foi introduzida na Austrália como controle biológico e, por ser considerado um exemplo de sucesso, foi introduzido em outros países (Mesquita-Filho et al. 2018). Atualmente, o besouro-rola-bosta está distribuído em quase todo território nacional, em habitats abertos com vegetação herbácea e pastos exóticos (Matavelli & Lousada 2008, Tissiani et al. 2017).

3.3.5. Políticas, governança e instituições

Frequentemente, introduções de espécies no Brasil têm sido atreladas a ações políticas e institucionais voltadas principalmente ao desenvolvimento econômico

ou à mitigação de problemas sociais, onde espécies exóticas surgem, às vezes de maneira equivocada, como alternativa de fonte de renda ou alimento. A partir da década de 1930, o Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) incentivou ações de introduções de tilápias e tucunarés em açudes e reservatórios da região Nordeste como fonte de proteína para a população da região. Desde então, diversas iniciativas vêm propondo a expansão desse tipo de cultivo em reservatórios, incluindo decretos federais (por exemplo, No. 10.576 14/12/2020). Ainda, há iniciativas que têm como objetivo promover o desenvolvimento do turismo agregando renda a famílias locais, mas que desconsideram os riscos associados a espécies exóticas. Por exemplo, em 2019, o Governo Federal brasileiro, via Embratur, divulgou um plano de afundamento de mais de 1.000 estruturas (navios, tanques, aviões) para criação de recifes artificiais ao longo da costa brasileira com o suposto argumento de gerar atividade turística. Estruturas artificiais no meio marinho podem ser facilitadores da introdução e da dispersão de espécies exóticas, funcionando como trampolins que propiciam a chegada dessas espécies a sistemas naturais marinhos e costeiros. Assim, existe uma grande preocupação com políticas que catalisem a proliferação de EEIs, como por exemplo do coral-sol, na costa brasileira (Miranda et al., 2020).

O turismo traz divisas para o país e aquele realizado em áreas naturais vem crescendo consideravelmente. Entretanto, o turismo agrega pessoas, veículos ou embarcações de diferentes regiões geográficas, que podem trazer em suas vestimentas, pneus, cascos, entre outros, espécies não nativas que podem se tornar invasoras. Em uma revisão sistemática, a maior riqueza e abundância de EEIs foram observadas em locais onde ocorriam atividades turísticas, como por exemplo, passeios a cavalo, caminhadas em trilhas ou esportes aquáticos (Anderson et al., 2015).

Espécies exóticas têm sido introduzidas também como mecanismo de controle biológico com pouco ou nenhum embasamento científico sobre o potencial de invasão dessas espécies. No Brasil, há, por exemplo, recomendações institucionais ao uso do peixe guppy ou lebiste para controle de larvas de *Aedes aegypti*, inseto exótico e vetor da dengue (FUNASA, 2001). A eficácia do uso de espécies exóticas como as citadas acima tem sido questionada pelo alto potencial de estabelecimento das mesmas em comunidades nativas (Azevedo-Santos et al. 2017).

Outros exemplos de políticas institucionais que promoveram e ainda promovem a introdução de espécies exóticas são a ranicultura e a introdução do roedor mocó (*Kerodon rupestris*) no arquipélago de Fernando de Noronha. A ranicultura iniciada no Brasil na década de 1930, se consolidou como um importante mercado a partir dos anos 2000 (Lima & Agostinho 1988), com o apoio de instituições governamentais como a EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) e instituições de pesquisa e Universidades (Cribb et al. 2013). O Brasil é um dos maiores produtores de rã do mundo, mas a produção é baseada na criação da rã-touro, espécie nativa do leste da América do Norte e integrante da lista de 100 das piores invasoras do mundo (Lowe et al. 2000). A falta de controle efetivo, o

manejo inadequado, instalações deficientes e a falência de ranários possibilitaram a introdução da rã-touro por todas as regiões e biomas do país, onde afetam as espécies nativas através da transmissão de doenças, como o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* e Ranavírus, e da interferência no nicho acústico (Both & Grant 2012, Ruggeri et al. 2019, Santos et al. 2020). No caso do roedor mocó, espécie nativa da Caatinga brasileira, a introdução no arquipélago de Fernando de Noronha (Rosa et al. 2018) se deu por volta da década de 1960 por militares para servir de caça e alimentação. Atualmente a espécie ocupa habitat florestados na ilha (Pimentel 2011).

Nos últimos anos, houve um aumento significativo no interesse em estratégias de remoção de carbono, devido à necessidade urgente de mitigar as mudanças climáticas causadas pelo aumento dos níveis atmosféricos de dióxido de carbono (Mackey et al. 2022). Essas estratégias visam remover o CO₂ da atmosfera, utilizando diversos meios, como aprimorar os sumidouros naturais de carbono através de reflorestamento e de incorporação ao carbono do solo. Entre as iniciativas promovidas, o plantio de árvores tem sido apresentado como uma forma promissora de sequestrar o carbono atmosférico e, assim, reduzir o efeito estufa. Contudo, o plantio de espécies exóticas e potencialmente invasoras pode representar um risco ambiental (Heilmayr et al. 2020). Portanto, a seleção de espécies de árvores adequadamente adaptadas ao local é altamente importante e deve ser considerada pelos tomadores de decisão. A escolha inadequada pode levar à competição com espécies nativas, impactando negativamente a biodiversidade (Abreu & Durigan 2011, Ziller et al. 2019). Além disso, é importante destacar que o uso e a cobertura do solo influenciam consideravelmente na capacidade de armazenamento de carbono orgânico do solo, que pode ser um reservatório ainda maior do que a vegetação. A taxa de decomposição da matéria orgânica do solo e de resíduos vegetais depende da temperatura e do conteúdo de carbono nas folhas, assim como a sua disponibilidade para os decompositores (Bustamante et al. 2012). O plantio de árvores, embora permita o sequestro de carbono na porção acima do solo, frequentemente negligencia esta importante fonte de armazenamento de carbono (Friggens et al. 2020). Sendo assim, é preciso levar em consideração o sequestro de carbono não apenas na parte aérea da vegetação, mas também no solo, ao implementar estas iniciativas de plantio de árvores. O plantio de espécies arbóreas, especialmente se estas forem exóticas invasoras, em áreas onde a vegetação original não é florestal, pode trazer consequências graves para a biodiversidade e para os serviços ecossistêmicos, especialmente aqueles relacionados à produção de água (Honda & Durigan 2016).

Por fim, enquanto algumas ações visando um retorno econômico e social em curto prazo podem ter promovido diretamente a introdução e dispersão de espécies exóticas, as mudanças recentes na lei de licenciamento ambiental (Lei 3729/2004) que simplificam diversos processos, criando a possibilidade de autodeclaração para empreendimentos e a Licença por Adesão e Compromisso, aliadas à parca fiscalização ambiental, podem facilitar a introdução de EEs no extenso território continental brasileiro, assim como de sua Zona Econômica Exclusiva na costa.

3.4. Efeitos múltiplos, aditivos ou de interação entre os vetores de mudança que promovem a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras

3.4.1. Mudanças climáticas, alterações do meio abiótico e perda de biodiversidade

Um dos impactos globais da atividade humana sobre a biodiversidade se dá por meio da alteração do clima, resultando no aumento da temperatura média global. Além disso, eventos extremos de precipitação (ocasionando secas e enchentes), tempestades e ciclones têm se tornado mais frequentes. O resultado dessas mudanças climáticas é a alteração em diferentes características abióticas dos ambientes, tais como umidade e disponibilidade de água nos ambientes terrestres, e salinidade, concentração de oxigênio dissolvido e pH nos ambientes aquáticos, com impactos diretos para a performance e sobrevivência das espécies. Mudanças abruptas no clima podem resultar na extinção local de espécies que não forem capazes de se adaptar às novas características ambientais. Além disso, espécies com potencial invasor podem ter maior adaptabilidade às novas características ambientais e, logo, colonizar e se estabelecer nesses ecossistemas.

Um efeito importante nos sistemas terrestres do Brasil são períodos de estiagem mais prolongados, com o ressecamento atípico da vegetação, assim levando a um aumento de ocorrência de incêndios em florestas. O fogo é um distúrbio severo que pode levar à morte diferentes espécies vegetais e animais em florestas tropicais, mas em ambientes savânicos espécies possuem adaptações e populações se regeneram poucos anos após a passagem do fogo (Durigan et al. 2020). A redução no número de espécies residentes devido ao fogo pode facilitar o estabelecimento de EEIs (inclusive gramíneas invasoras; Silvério et al. 2013), que podem ser mais resistentes ao fogo (De Faria et al. 2021). Neste caso, uma retroalimentação entre secas e incêndios favorece o estabelecimento e a invasão por gramíneas exóticas invasoras em florestas (De Faria et al. 2021). Além disso, uma maior ocorrência de incêndios gera cinzas, que podem ser levadas ao ambiente aquático por ação de chuvas e/ou ventos, onde alteram as características abióticas, e pode resultar em perda de biodiversidade de espécies aquáticas. Pesquisas recentes têm demonstrado que as EEIs podem ser mais resistentes à contaminação da água por cinzas. Dessa forma, a chegada desse contaminante à água facilita o estabelecimento de tais espécies como resultado da perda de biodiversidade nativa (Gonino et al. 2019, Yofukuji et al. 2021).

3.4.2. Mudanças no uso da terra, navegação e comércio internacional e extração de recursos

A expansão urbana e agrícola desenvolvem-se concomitantemente aos meios de deslocamento e estes permitem a manutenção do comércio. Assim, a navegação e o comércio internacional aumentam juntamente com as áreas de expansão urbana, tratando de uma primeira sinergia identificável entre o uso da terra e a navegação, dois vetores diretos relacionados com a disseminação de EEIs. Da mesma forma,

com a alteração no uso da terra, outros vetores são diretamente afetados. O estímulo e acesso à extração de recursos naturais são intensificados, já que se produz demanda por recursos naturais que fomentam o crescimento econômico da sociedade.

Transformações em larga escala foram observadas em todos os biomas do mundo. De 1700 a 2000, a maioria dos ecossistemas terrestres deixaram de ser prístinos e tornaram-se antropogênicos devido às mudanças na paisagem (Ellis et al 2010). Alterações na paisagem podem ser causadas por muitas razões, incluindo atividades antropogênicas, como desmatamento, urbanização, comércio global, movimento humano e desastres naturais. Atividades humanas, em particular, têm um impacto significativo na distribuição e abundância de espécies. A conversão de habitats naturais ou semi-naturais facilita a proliferação de espécies invasoras, e pode promover a redução ou deslocamento de espécies nativas. A influência humana é um fator chave para entender a biogeografia de espécies invasoras no Antropoceno. A humanidade é capaz de selecionar artificialmente, ajudar na adaptação e espalhar as espécies de interesse, seja para cultivo ou criação (Pena-Rodrigues & Lira 2019). Áreas já alteradas podem servir como vetor para espécies invasoras alcançarem novas áreas (Gallardo & VÍla 2019).

Tradicionalmente, os modelos de distribuição potencial de espécies invasoras se baseiam apenas em variáveis climáticas para prever a distribuição de espécies invasoras, minimizando a influência humana na distribuição atual e futura dessas espécies. Entretanto, modelos integrados, que incorporam variáveis climáticas e variáveis humanas relacionadas à dispersão de propágulos (como fluxo de transporte em rodovias ou a quantidade de represamentos, por exemplo), aumentarão a previsibilidade dos modelos de distribuição potencial de EEI (Gallardo & VÍla 2019, Franco et al. 2022a).

3.4.3. Urbanização, estruturas artificiais, poluição e navegação

A urbanização tem resultado na substituição dos habitats naturais por estruturas artificiais (Bugnot et al. 2021). Enquanto em habitat naturais as condições que determinam a ocorrência das espécies variam na escala de alguns centímetros ou metros, regiões urbanizadas são normalmente mais homogêneas e similares entre si, independentemente de sua localização no planeta. Com isso, a urbanização acaba por favorecer os mesmos atributos funcionais compartilhados por espécies exóticas invasoras, resultando em uma biota sinantrópica (Olden et al. 2011).

Na região costeira, a construção de portos, píeres, espigões e molhes promove a substituição de habitat naturais por paredes bidimensionais que raramente recriam a complexidade dos substratos naturais na proximidade, permitindo a monopolização de recursos por EEIs que são boas competidoras (Bugnot et al. 2018). Além da simplicidade estrutural, normalmente construções como essas estão associadas a outros distúrbios resultantes da urbanização, como o aumento de

poluentes orgânicos e inorgânicos, criando, portanto, um ambiente altamente seletivo que tende a restringir a ocorrência de espécies nativas menos resistentes (Bulleri & Chapman 2010). Logo, o aumento da disponibilidade do substrato, juntamente com a conectividade promovida pelo trânsito de navios e barcos recreacionais, faz com que essas regiões funcionem como porta de entrada de espécies exóticas e fontes de propágulos reprodutivos que poderão promover a invasão das comunidades nativas (Bulleri & Chapman 2010).

Pelos motivos expostos, não é incomum que em áreas urbanizadas, espécies exóticas invasoras apresentem uma alta taxa reprodutiva e elevada biomassa, causando prejuízos econômicos e influenciando diretamente o funcionamento do ecossistema.

3.4.4. Sobreexploração de recursos naturais, poluição por nutrientes e mudanças no uso da terra

A sobreexploração de recursos naturais e a poluição dos ambientes pelo excesso de nutrientes são distúrbios que promovem alterações nas cadeias alimentares e nas características físicas e químicas dos mais variados ambientes naturais, podendo facilitar assim o estabelecimento e aumento da distribuição de EEIs. A sobreexploração de recursos naturais é caracterizada pelo uso, extração ou exploração excessiva de um recurso natural para além do seu limiar de sustentabilidade, ou seja, com uma intensidade tal que não é possível a sua recuperação natural. A sobreexploração assume diferentes formas, como a sobrepesca para recursos pesqueiros, sobrecultivo para terras aráveis, a caça, que mesmo sendo ilegal afeta as populações animais, e o sobrepastoreio para recursos vegetais. A sobrepesca em ecossistemas marinhos e de águas continentais no Brasil pode alterar a estrutura das cadeias alimentares, já que a captura é concentrada em algumas poucas espécies, que geralmente desempenham importante papel ecológico (por exemplo, predadores de topo de cadeia), abrindo assim oportunidades para o estabelecimento e/ou expansão da distribuição de EEIs (Hallwass & Silvano 2016). Experimentos revelaram que a redução na abundância de peixes nativos que vivem em ambiente com correnteza e necessitam migrar para poderem se reproduzir (reofílicos), pode facilitar o estabelecimento e a invasão por espécies exóticas na bacia do rio Paraná através do mecanismo conhecido como liberação de predação (*predation release*) (Santos et al. 2009, 2012, 2013). Neste caso, a resistência biótica à invasão seria reduzida porque as espécies predadoras nativas têm suas abundâncias reduzidas. Associado a isso, a degradação de ambientes aquáticos pelo excesso de nutrientes (Seção 3.2.4.1) é outro importante distúrbio que pode amplificar os efeitos da sobreexploração de recursos sobre o estabelecimento dessas espécies indesejadas. Por exemplo, o risco de estabelecimento de uma EEI geralmente é maior em ambientes aquáticos com baixa qualidade da água, pois as EEIs são frequentemente mais tolerantes a ambientes eutrofizados do que espécies nativas (Früh et al. 2012).

A poluição também é uma consequência do aumento de atividades de uso da terra. Na agricultura, os fertilizantes nitrogenados são frequentemente carregados até corpos d'água e promovem alterações em aspectos físico-químicos, bem como nas teias tróficas aquáticas, na riqueza e diversidade em espécies, por consequência na suscetibilidade à invasão destes sistemas. No meio terrestre, o uso de adubos nitrogenados pode causar a acidificação de solos, além do enriquecimento em nitrogênio e fósforo. Chatterjee e Dewanj (2019), estudando uma área urbana cercada por áreas agrícolas, encontraram relação entre o fósforo disponível e a riqueza de plantas exóticas invasoras, o que pode afetar processos de decomposição e a ciclagem de nutrientes nestes ambientes.

3.4.5. Distúrbio, perda de biodiversidade e espécies exóticas

A perda e fragmentação de habitat alteram os processos ecossistêmicos e a disponibilidade de recursos e habitat, o que é conhecido por promover um grande impacto às comunidades nativas (Newbold et al. 2020). Essas alterações no habitat são acompanhadas pela introdução de EEIs e por mudanças na composição da comunidade, que reduzem a riqueza de espécies nativas e a resistência biótica (McKinney 2002, Bellard et al. 2016). Como resultado, há um aumento do número de EEIs e diminuição de espécies sensíveis (Riley et al. 2005). Aliado a isto, em ecossistemas invadidos os impactos de várias espécies exóticas sobre a comunidade nativa podem ser maiores em virtude das interações positivas entre as EEIs. Essa relação ainda não está totalmente esclarecida e, de modo geral, os diferentes resultados observados parecem estar ligados a variações de habitat, nível trófico das EEIs e escala analisada (Oduor et al. 2011, Braga et al. 2018).

Para ambientes terrestres, as observações foram mais exploradas e permitem afirmar, por exemplo, que invasões biológicas por predadores afetam negativamente a riqueza de espécies nativas, enquanto a presença de vertebrados exóticos herbívoros pode afetar positivamente a invasão por plantas exóticas (Oduor et al. 2011, Mollot et al. 2017). Um estudo brasileiro avaliou os potenciais efeitos sinérgicos de espécies exóticas (mexilhão-dourado, *Astronotus crassipinnis* - acará-açu e a planta aquática *Hydrilla verticillata*) na planície do alto rio Paraná, região que sofreu fortes ações antrópicas, culminando em alterações no regime hidrológico e elevado número de EEIs (Braga et al. 2020). Apesar do alto grau de impacto, os autores encontraram apenas evidências de efeitos aditivos, sem interação entre os efeitos das EEIs analisadas. Todavia, experimentos realizados em mesocosmos revelaram que a redução da transparência da água e na abundância de piscívoros nativos pode favorecer a invasão por espécies de peixes exóticos invasores, como o tucunaré, a tilápia e o bagre-do-canal (*Ictalurus punctatus*) na bacia do rio Paraná

(Santos *et al.* 2018). No Rio Paranapanema, o declínio de peixes neotropicais foi relacionado a ambientes com barragens e reservatórios e pouca cobertura florestal (Barros *et al.*, 2023). Porém os autores destacam a necessidade de analisar outras variáveis que possam contribuir para a defaunação ou a combinação sinérgica delas, como por exemplo, a presença de EEIs. Mais estudos são necessários para evidenciar essas relações em nível de comunidade e nos ecossistemas aquáticos continentais e marinhos, onde os experimentos conduzidos têm mostrado resultados contrastantes e altamente dependentes da escala (por exemplo, Thomaz *et al.* 2009, Michelan *et al.* 2013).

3.5. Lacunas de conhecimento

Os estudos focados em entender a introdução, estabelecimento e disseminação das EEIs são componentes chaves na elaboração dos planos de manejo e desenvolvimento de políticas públicas para a prevenção e combate das EEIs, porém ainda são escassos (Adelino *et al.* 2021), em especial aqueles que investiguem múltiplos motivadores conjuntamente. Apesar do Brasil ser um dos países mais biodiversos no mundo, poucos estudos investigaram como a biodiversidade nativa pode diminuir o sucesso do estabelecimento e disseminação das EEIs (hipótese da resistência biótica). Há ainda uma carência enorme sobre as origens biogeográficas de espécies no ambiente marinho, de forma que para o manejo dessas áreas são necessários estudos que nos permitam distinguir espécies nativas das exóticas. Atualmente não é incomum que a maior parte das espécies conhecidas para o litoral brasileiro seja classificada como criptogênica, isto é, tem sua origem desconhecida. Surpreendentemente, os efeitos da superexploração de recursos naturais como a sobrepesca, sobrecaça no estabelecimento e expansão das EEIs ainda não foram explorados.

Movimentos migratórios de populações humanas pelas fronteiras internacionais, movendo-se para longe de seus locais de residência, podem ser vetores de introdução, estabelecimento e dispersão de espécies exóticas. De 2011 a 2019, o Brasil recebeu legalmente mais de 1 milhão de imigrantes (OBMigra 2020). Não há estudos que indiquem se tais movimentos acarretaram entrada de espécies exóticas ou se foram observadas EEIs nas áreas de fronteiras ou acampamentos. Maior fiscalização nas fronteiras para se evitar a entrada de EEIs é necessária, porém priorizando-se o espírito humanitário com pessoas que estão em vulnerabilidade.

As unidades de conservação têm recebido cada vez mais, um enorme contingente de turistas de diferentes partes do mundo. Entretanto, o movimento de EEIs propiciado pelo crescimento do turismo não é considerado no âmbito do turismo sustentável ou na contribuição do turismo para a conservação (Hall 2015). Faltam estudos no Brasil que indiquem o efeito do turismo sustentável como vetor de introdução de EEIs, e como de fato o turismo pode contribuir para as unidades de conservação e não ser um elemento de deterioração da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R. & DURIGAN, G. 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology & Diversity* 4 (2-3): 269-278.
- ADELINO, J.R.P., ANJOS, L. & LIMA, M.R. 2017. Invasive potential of the pied crow (*Corvus albus*) in eastern Brazil: best to eradicate before it spreads. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15 (3):227-233.
- AGOSTINHO, A.A., ORTEGA, J.C.G., BAILLY, D., GRACA, W.J., PELICICE, F.M. & JÚLIO, H.F. 2021. Introduced cichlids in the Americas: distribution patterns, invasion ecology, and impacts. In *The Behavior, Ecology and Evolution of Cichlid Fishes* (M.E. Abate & D.L.G. Noakes, eds). Springer Dordrecht, p.313-361.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., PELIELICICE, F.M. 2007. *Ecologia e Manejo dos Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem, p.501.
- ANDERSON, L.G., ROCLIFFE, S., HADDAWAY, N.R. & DUNN, A.M. 2015. The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: a systematic review and meta-analysis. *PLoS one*, 10(10): e0140833.
- ARAÚJO, M.B., ALAGADOR, D. CABEZA, M., NOGUÉS-BRAVO, D. & THUILLER, W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 14:484-492.
- AUFFRET, A.G., BERG, J. & COUSINS, S.A.O. 2014. The geography of human-mediated dispersal. *Diversity and Distributions*, 20:1450-1456.
- AZEVEDO-SANTOS, V.M., RIGOLIN-Sá, O., PELICICE, F.M. 2011. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9:915-919.
- AZEVEDO-SANTOS V.M., VITULE J.R.S., PELICICE F.M., GARCÍA-BERTHOU E. & SIMBERLOFF, D. 2017. Non-native fish to control *Aedes* mosquitoes: a controversial, harmful tool. *BioScience* 67:84-90.
- BARNES, D.K. 2002. Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, 416: 808-809.
- BARROS, A.C.V.F., PEREIRA, A.D., GARCIA, D.A.Z., JARDULI, L.R., VIDOTTO-MAGNONI, A.P. & ORSI, M.L. 2023. Fish defaunation in reservoirs of the Lower Paranapanema River basin, Brazil. *Biota Neotropica*, 22(4).
- BARTH, R.C., WILLIAMS, D.D. & GRIFFITH, J.J. 1988. Reclamation practices at selected Brazilian mines. In *Proceedings of Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, US Department of Interior, Bureau of Mines*, v.1, p.179-185.
- BAX, N., WILLIAMSON, A., AGUERO, M., GONZALEZ, E. & GEEVES, W. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine policy*, 27(4): 313-323.
- BD INSTITUTO HÓRUS 2021. Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis - SC. <http://bd.institutohorus.org.br>. Acesso em 09/10/22.
- BELLARD, C., LEROY, B., THUILLER, W. RYSMAN, J.F. & COURCHAMP, F. 2016. Major drivers of invasion risks throughout the world. *Ecosphere*, 7(3): e01241.
- BIANCHIN, I., ALVES, R.G. & KOLLER, W.W. 1998. Efeito de carrapaticidas/inseticidas "pour-on" sobre adultos do besouro coprófago africano *Onthophagus gazella* Fabr.(Coleoptera: Scarabaeidae). *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 27:275-279.
- BOLTOVSKOY, D. & CORREA, N. 2015. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, 746(1):81-95.
- BOLTOVSKOY, D., CORREA, N., CATALDO, D. & SYLVESTER, F. 2006. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions*, 8(4):947-963.
- BOMFIM, F., MANTOVANO, T., SCHWIND, L.T.F., PALAZZO, F., BONECKER, C.C. & LANSAC-TÔHA, F.A. 2016. Geographical spread of the invasive species *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879) and *K. bostoniensis* [Rousslet, 1908]: A scientometric approach. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 38(1):29-36.

- BONVICINO, C.R., D'ANDREA, P.S. & LEMOS, E.R.S. 2007. Inventário de pequenos mamíferos não voadores de Pedreira, São Paulo. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia* 49: 6-7.
- BOTH, C. & GRANT, T. 2012. Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. *Biology Letters*, 8(5):714-716.
- BOTH, C., LINGNAU, R., SANTOS JR, A., MADALOZZO, B., LIMA, L.P., GRANT, T. 2011. Widespread occurrence of the American Bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. *South American Journal of Herpetology* 6(2): 127-134.
- BRAGA, R.R., GÓMEZ-APARICIO, L., HEGER, T., VITULE, J.R.S. & JESCHKE, J.M. 2018. Structuring evidence for invasional meltdown: broad support but with biases and gaps. *Biological Invasions*, 20(4):923-936.
- BRAGA, R.R., RIBEIRO, V.M., PADIAL, A.A. et al. 2020. Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. *Hydrobiologia* 847:1603-1618.
- BUGNOT, A.B., MAYER-PINTO, M., AIROLDI, L., HEERY, E.C., JOHNSTON, E.L., CRITCHLEY, L.P., ... & DAFFORN, K.A. 2021. Current and projected global extent of marine built structures. *Nature Sustainability*, 4(1):33-41.
- BUGNOT, A.B., MAYER-PINTO, M., JOHNSTON, E. L., SCHAEFER, N., & DAFFORN, K.A. 2018. Learning from nature to enhance Blue engineering of marine infrastructure. *Ecological Engineering*, 120:611-621.
- BULLERI, F. & CHAPMAN, M.G. 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47:26-35.
- BUSTAMANTE, M.M.C., DE BRITO, D.Q., KOZOVITS, A.R. et al. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology*, 213:795-808.
- BUSTAMANTE, M.M.D., NARDOTO, G.B., PINTO, A.D.S., RESENDE, J.C.F., TAKAHASHI, F.S.C., & VIEIRA, L.C.G. 2012. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 72:655-671.
- CÁCERES, N.C. & MONTEIRO-FILHO, E.L. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(2):85-92.
- CAPEL, K.C.C., CREED, J., KITAHARA, M.V. et al. 2019. Multiple introductions and secondary dispersion of *Tubastraea* spp. in the Southwestern Atlantic. *Scientific Reports*, 9:13978.
- CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D., WARDLE, D.A., KINZIG, A.P., DAILY, C.G., LOREAU, M., GRACE, J.B., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, S., NAEEM, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486:59-67.
- CARLTON, J.T. & GELLER, J.B. 1993 Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms. *Science*, 261:78-82.
- CARLTON, J.T. 1999. Molluscan invasions in marine and estuarine communities. *Malacologia*, 41(2):439-454.
- CARVALHO, P.E.R. 1994. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). EMBRAPA-CNP-Florestas, 24p. (EMBRAPA-CNP-Florestas. Circular Técnica, 23).
- CASIMIRO, A.C.R., GARCIA, D.A.Z., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., BRITTON, J.R., AGOSTINHO, Â.A., ALMEIDA, F.S.D. & ORSI, M.L. 2018. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 35.
- CASTRO, C.B., & PIRES, D.O. 2001. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*, 69(2):357-371.
- CHARVET, P., OCCHI, T.V.T., FARIA, L., CARVALHO, B., PEDROSO, C.R., CARNEIRO, L., ... & VITULE, J.R.S. 2021. Tilapia farming threatens Brazil's waters. *Science*, 371(6527):356-356.
- CHATTERJEE, S., & DEWANJI, A. 2019. Soil Nutrients Can Influence Exotic Species Richness in Urban Areas: A Case Study from the City of Kolkata. *American Journal of Plant Sciences*, 10(11):2052-2069.

- CHEIDA, C.C. 2005. Dieta e dispersão de sementes pelo lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) em uma área com campo natural, Floresta Ombrófila Mista e silvicultura, Paraná, Brasil. <https://www.acervodigital.ufpr.br/handle/1884/25511>
- COBIÁN-ROJAS, D., SCHMITTER-SOTO, J.J., AGUILAR BETANCOUR, C.M., AGUILAR-PERERA, A., RUIZ-ZÁRATE, M., GONZÁLEZ-SANSÓN, G., CHEVALIER MONTEAGUDO, P.P., HERRERA PAVÓN, R., GARCÍA RODRIGUEZ, A., CORRDA WONG, R.I., CABRERA GUERRA, D., SALVAT TORRES, H.; PERERA VALDERRAMA, S. 2018. The community diversity of two Caribbean MPAs invaded by lionfish does not support the biotic resistance hypothesis. *Journal of Sea Research*, 134:26-33.
- COSTA, F., PORTER, F.H., RODRIGUES, G., FARIAS, H., DE FARIA, M.T., WUNDER, E. A., ... & CHILDS, J.E. 2014. Infections by *Leptospira interrogans*, Seoul virus, and *Bartonella* spp. among Norway rats (*Rattus norvegicus*) from the urban slum environment in Brazil. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 14(1):33-40.
- COSTA, H.S.M. & MONTE-MÓR, R.L.M. 2002. Urbanization & environment. In Hogan; D. J.; Berquó, E.; Costa, H. S. M. (Orgs.). *Population and environment in Brazil*. 2ª ed. Campinas: CNPD, Abep, Nepo.
- 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(3):350-350.
- CREED, J.C., FENNER, D., SAMMARCO, P., CAIRNS, S., CAPEL, K., JUNQUEIRA, A.O., ... & OIGMAN-PSZCZOL, S. 2017. The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions*, 19(1):283-305.
- CRIBB, A.Y., AFONSO, A.M. & MOSTÉRIO, C.M.F. 2013. Manual técnico de ranicultura. Embrapa, Brasília, 73.
- CROOKS, J.A., CHANG, A.L. & RUIZ, G.M. 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, 13(1):165-176.
- CUNHA, A.A., VIEIRA, M.V. & GRELE, C.E. 2006. Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic forest fragment: The capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosystems*, 9(4):351-359.
- DA SILVA, I.C.B., SOMAVILLA, A., SOARES, V.M. et al. 2022. Potential phytoremediation of Pampa biome native and invasive grass species cohabiting vineyards contaminated with Cu in Southern Brazil. *Environ Sci Pollut Res*, 29(56):85376-85388.
- DE FARIA, B.L., STAAL, A., SILVA, C.A., MARTIN, P.A., PANDAY, P.K. & DANTAS, V.L. 2021. Climate change and deforestation increase the vulnerability of Amazonian forests to post-fire grass invasion. *Global Ecology and Biogeography*, 00:1– 14.
- DECHOUM, M.S., SÜHS, R.B., DE MELO FUTADA, S. & ZILLER, S.R. 2021. Distribution of invasive alien species in Brazilian ecoregions and protected areas. *Invasive Alien Species: Observations and Issues from Around the World*, 4:24-42.
- DECKER, K., ALLEN, C., ACOSTA, L., HELLMAN, M., JORGENSEN, C., STUTZMAN, R., ... YANS, M. 2012. Land Use, Landscapes, and Biological Invasions. *Invasive Plant Science and Management*, 5(1):108-116.
- DIEZ, M.E., LANA, P.D.C., GILARDONI, C., MAGALHÃES, A.R.M., & CREMONTE, F. 2022. Effects of Farming Conditions on Infestation of Oysters by Shell-Boring Annelids. *Journal of Shellfish Research*, 41(2):195-200.
- DOMINATI, E., PATTERSON, M. & MACKAY, A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.*, 69(9): 1858–1868.
- DUKES, J.S. & MOONEY, H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders?. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(4):135-139.
- DURIGAN, G., PILON, N.A., ABREU, R.C., HOFFMANN, W.A., MARTINS, M., FIORILLO, B. F., ... & VASCONCELOS, H.L. 2020. No net loss of species diversity after prescribed fires in the Brazilian savanna. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3:13.
- EARLY, R., BRADLEY, B.A., DUKES, J.S., LAWLER, J.J., OLDEN, J.D., BLUMENTHAL, D.M., GONZALEZ, P., GROSHOLZ, E.D., IBAÑEZ, I., MILLER, L.P., SORTE, C.J.B. & TATEM, A.J. 2016. Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7: 12485.

- ELLIS, E.C., KLEIN GOLDEWIJK, K., SIEBERT, S., LIGHTMAN, D. & RAMANKUTTY, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19:589-606.
- ELTON, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen.
- ENGELHARDT, K.A. 2011. Eutrophication aquatic. In: Simberloff, D., Rejmánek, M. (eds), *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, Berkeley, USA, p.209-213.
- EPANCHIN-NIELL, R.S., HUFFORD, M.B., ASLAN, C.E., SEXTON, J.P., PORT, J.D., WARING, T.M. 2009. Controlling invasive species in complex social landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(4):210-216.
- ESSL, F., LENZNER, B., BACHER, S., BAILEY, S., CAPINHA, C., DAEHLER, C., ... & ROURA-PASCUAL, N. 2020. Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global Change Biology*, 26(9):4880-4893.
- FARIA, L.C. & KITAHARA, M.V. 2020. Invasive corals hitchhiking in the Southwestern Atlantic. *Ecology*, 101(8):1-3.
- FARIA, G.M.M., ROSA, C.A., CORRÊA, G.L.C., PUERTAS, F., JIMÉNEZ, K.M.O., PERILLO, L.N., ... & PASSAMANI, M. 2016. Geographic distribution of the European hare (*Lepus europaeus*) in Brazil and new records of occurrence for the Cerrado and Atlantic Forest biomes. *Mammalia*, 80(5):497-505.
- FARRAPEIRA, C.M.R., TENÓRIO, D.O. & AMARAL, F.D. 2011. Vessel biofouling as an inadvertent vector of benthic invertebrates occurring in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 62.4:832-839.
- FAVARO, S.P., MIRANDA, C.H.B. 2013. Aproveitamento de espécies nativas e seus coprodutos no contexto de biorrefinaria. Brasília, DF: Embrapa Agroenergia, p.38, (Documentos / Embrapa Agroenergia, ISSN 2177- 4439 ; 14).
- FERRÃO, J. E. 1993. *The adventure of plants and the Portuguese discoveries* (No. Ed. 2). Instituto de Investigação Científica Tropical, Comissão Nacional para as Comemorações dos Descobrimentos Portugueses and Fundação José Berardo.
- FERREIRA, C.E.L., GONÇALVES, J.E.A. & COUTINHO, R. 2006. Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine species introduction. *Journal of Coastal Research* 39:1340-1345.
- FERREIRA, C.L.E., JUNQUEIRA, A.O.R., VILLAC, M.C. LOPES, R.M. 2009. Marine bioinvasions in the Brazilian coast: brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species. In: *Biological invasions in marine ecosystems*, 459-477. G. Rilov, J.A. Crooks (eds.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- FERREIRA, C.E.L., LUIZ, O.J.L., FLOETER, S.R., LUCENA, M.L., BARBOSA, M.C., ROCHA, C.R., ROCHA, L.A. 2015. First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS one*, 10(4): e0123002.
- FONSECA E., BOTH, C. & CECHIN S.Z. 2019. Introduction pathways and socio-economic variables drive the distribution of alien amphibians and reptiles in a megadiverse country. *Diversity and Distributions*, 25:1130-1141.
- FORNECK, S.C., DUTRA, F.M., DE CAMARGO, M.P., VITULE, J.R.S. & CUNICO, A.M. 2020. Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 848:1955-1966.
- 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., LORINI, M.L., MINSKY, E.M.C., FIGUEIREDO, M.S.L., SANTOS, L.N. 2022a. Far beyond the Amazon: global distribution, environmental suitability, and invasive potential of the two most introduced peacock bass. *Biological Invasions*, 24:2851-2872.
- FRANCO, A.C.S., PETRY, A.C., TAVARES, M.R., GUIMARAES, T.F.R., SANTOS, L.N. 2022b. Global distribution of the South American peacock basses *Cichla* spp. follows human interference. *Fish and Fisheries*, 23:407-421.
- FRANCO-MORAES, J., CLEMENT, C.R., DE OLIVEIRA, J.C. & DE OLIVEIRA, A.A. 2021. A framework for identifying and integrating sociocultural and environmental elements of indigenous peoples' and local communities' landscape transformations. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(2):143-152.
- 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.

- FRIGGENS, N.L., HESTER, A.J., MITCHELL, R.J., PARKER, T.C., SUBKE, J.A. & WOOKEY, P.A. 2020. Tree planting in organic soils does not result in net carbon sequestration on decadal timescales. *Global Change Biology*, 26(9):5178-5188.
- FRÜH, D., STOLL, S., & HAASE, P. 2012. Physico-chemical variables determining the invasion risk of freshwater habitats by alien mollusks and crustaceans. *Ecology and Evolution*, 2(11):2843-2853.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2016. Relatório anual 2016, p.101.
- GALLARDO, B & VILA, L. 2019. Human influence, key to understand the biogeography of invasive species in the Anthropocene. CIG [Internet]. 2019 Jun. 18 [cited 2023 May 29];45(1):61-86. Available from: <https://publicaciones.unirioja.es/ojs/index.php/cig/article/view/3627>
- GARCÍA-GÓMEZ, J.C., GARRIGÓS, M. & GARRIGÓS, J. 2021. Plastic as a vector of dispersion for marine species with invasive potential. A review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9:629756.
- GASTAUER, M., RAMOS, S.J., CALDEIRA, C.F. & SIQUEIRA, J.O. 2021. Reintroduction of native plants indicates the return of ecosystem services after iron mining at the Urucum Massif. *Ecosphere*, 12(11):e03762.
- GIORIA, M. & OSBORNE, B.A. 2014. Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Frontiers in Plant Science*, 5:501.
- GOLLASCH S. 2007. International collaboration on marine bioinvasions–The ICES response. *Marine Pollution Bulletin*, 55(7-9):353-359.
- GOMES, L.E.O. & DA SILVA, E.C. 2020. Drought periods driving bioinvasion on hard substrates at a tropical estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 160: 111563.
- GONINO, G.M., FIGUEIREDO, B.R., MANETTA, G.I., ALVES, G.H.Z. & BENEDITO, E. 2019. Fire increases the productivity of sugarcane, but it also generates ashes that negatively affect native fish species in aquatic systems. *Science of the Total Environment*, 664:215-221.
- GUIMARÃES-SILVA, R., ZENNI, R.D., ROSSE, V.P., BASTOS, L.S. & VAN DEN BERG, E. 2020. Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas. *Biological Invasions*, 22(10):3083-3099.
- HACK, R.O.E., SANTOS, J.J.S., OLIVEIRA, M.B., LIPSKI, B. & MARGARIDO, T.C.C. 2017. O muriqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides*) como espécie-chave para conservação da biodiversidade do Vale do rio Ribeira do Iguape, Estado do Paraná. In: Anais do XVII Congresso Brasileiro de Primatologia, 21–25 August 2017. Pirinópolis, GO, Brazil.
- HAHN, A.T., ROSA, C.A., BAGER, A., & KRAUSE, L. 2014. Dietary variation and overlap in D'Orbigny's slider turtles *Trachemys dorbigni* (Duméril and Bibron 1835) (Testudines: Emydidae). *Journal of Natural History*, 48(11-12):721-728.
- HALL, C.M. 2015. Tourism and biological exchange and invasions: a missing dimension in sustainable tourism?. *Tourism Recreation Research*, 40(1):81-94..
- HALLWASS, G. & SILVANO, R.A. 2016. Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: implications for management. *Journal of environmental planning and management*, 59(9):1537-1559.
- HEILMAYR, R., ECHEVERRIA, C. & LAMBIN, E.F. 2020. Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. *Nature Sustainability*, 3:701-709.
- HEGEL, C.G.Z., FARIA, G.M.M., RIBEIRO, B., SALVADOR, C.H., ROSA, C., PEDROSA, F., BATISTA, G., SALES, L.P., WALLAU, M., FORNEL, R., AGUIAR, L.M.S. 2022. Invasion and spatial distribution of wild pigs (*Sus scrofa* L.) in Brazil. *Biological Invasions*, 24:3681-3692.
- 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(3):534-543.
- HENDGES, C. D., FORTES, V. B., & DE SÁ DECHOUM, M. 2012. Consumption of the invasive alien species *Hovenia dulcis* Thumb.(Rhamnaceae) by *Sapajus nigritus* Kerr, 1792 in a protected area in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zociências*, 14(1, 2, 3).
- HERMES-SILVA, S., RIBOLLI, J., ÁVILA-SIMAS, S.D., ZANIBONI-FILHO, E., CARDOSO, G. F.M., & NUÑER, A.P.D.O. 2021. *Limnoperna fortunei* - Updating the geographic distribution in the Brazilian watersheds and mapping the regional occurrence in the Upper Uruguay River basin. *Biota Neotropica*, 21(3).

- HIXON, M. A., GREEN, S. J., ALBINS, M. A., AKINS, J. L., & MORRIS JR, J. A. 2016. Lionfish: a major marine invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 558: 161-165.
- HONDA, E.A. & DURIGAN, G. 2016. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Phil. Trans. R. Soc.* B3712015031320150313.
- HOWARD, G. & ZILLER, S. 2008. Alien alert – plants for biofuel may be invasive. *Bioenergy Business*, july/august: 14-16.
- HULME, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46(1):10-18.
- JESCHKE, J.M. & GENOVESI, P. 2011. Do biodiversity and human impact influence the introduction or establishment of alien mammals? *Oikos*, 120:57-64.
- JOHNSON, P.T., OLDEN, J.D. & VANDER ZANDEN, M.J. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and Environment*, 6:357-363.
- JÚLIO JR, H.F., TÓS, C.D., AGOSTINHO, A.A. & PAVANELLI, C.S. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology*, 7: 709-718.
- KAPITZA, K., ZIMMERMANN, H., MARTIN-LOPEZ, B. & VON WEHRDEN, H. 2019. Factors driving social perceptions of invasive species: a systematic literature review. *NeoBiota*, 43:47-63.
- KAREIVA, P., WATTS, S., MCDONALD, R. & BOUCHER, T. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316(5833): 1866-1869.
- KENT, R.B. 1988. The Introduction and Diffusion of the African Honeybee in South America. *Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers*, 50:21-43.
- KERR, W.E. 1967. The history of introduction of African bees to Brazil. *South African Bee Journal*, 39(2):3-5.
- KOLBE, J.J.; GLOR, R.E.; SCHETTINO, L.R.; LARA, A.C.; LARSON, A. & LOSOS, J.B. 2004. Genetic variation increases during biological invasion by a Cuban lizard. *Nature*, 431:177-181.
- LAGES, B. G., FLEURY, B. G., PINTO, A. C., & CREED, J. C. 2010. Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. *Marine Ecology*, 31(3):473-482.
- LATINI, A.O., MORMUL, R.P., GIACOMINI, H.C., DI DARIO, F., VITULE, J.R.S., REIS, R.E., ... & VIDAL, N. 2021. Brazil's new fish farming Decree threatens freshwater conservation in South America. *Biological Conservation*, 263:109353.
- LAVOIE, D.M., SMITH, L.D., & RUIZ, G.M. 1999. The potential for intracoastal transfer of non-indigenous species in the ballast water of ships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48(5):551-564.
- LAZZAROTTO, H., & CARAMASCHI, É. P. 2009. Introduction of rainbow trout in Brazil: history, law, and current trends. *Oecologia Australis*, 13(4):649-659.
- LESSA, I., GUIMARÃES, T.C.S., BERGALLO, H.G., CUNHA, A. & VIEIRA, E.M. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, Curitiba, 14(2):46-56.
- LEVINE, J.M. & D'ANTONIO, C.M. 1999. Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. *Oikos*, 87(1):15-26.
- LIMA, E.M, DECHOUM, M.S. & CASTELLANI, T.T. 2015. Native seed dispersers may promote the spread of the invasive Japanese raisin tree (*Hovenia dulcis* Thunb.) in seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 8(3):846-862.
- LIMA S.L. & AGOSTINHO C.A. 1988. *A Criação de Rãs*. 2 ed. Editora Globo, São Paulo.
- LONG, J.L. 2003. *Introduced mammals of the world: their history distribution and influence*. Collingwood: CSIRO.
- LOUBACK-FRANCO, N., DAINEZ-FILHO, M.S., SOUZA, D.C. & THOMAZ, S.M. 2020. A native species does not prevent the colonization success of an introduced submerged macrophyte, even at low propagule pressure. *Hydrobiologia*, 847:1619-1629.

- LOWE, S. et al. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), p.12.
- LUIZ, O.J., DOS SANTOS, W.C., MARCENIUK, A.P., ROCHA, L.A., FLOETER, S.R., BUCK, C.E., ... & FERREIRA, C.E. 2021. Multiple lionfish (*Pterois* spp.) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 23(10):3013-3019.
- MACKKEY, B., MOOMAW, W., LINDENMAYER, D. & KEITH, H. 2022. Net carbon accounting and reporting are a barrier to understanding the mitigation value of forest protection in developed countries. *Environmental Research Letters*, 17(5):054028.
- MAGALHÃES, A.L.B., BEZERRA, L.A.V., DAGA, V.S., PELICICE, F.M., VITULE, J.R. & BRITO, M.F. 2021a. 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(03).
- MAGALHÃES, A.L., AZEVEDO-SANTOS, V.M., & PELICICE, F.M. 2021b. Caught in the act: Youtube™ reveals invisible fish invasion pathways in Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 37(1):125-128.
- MANTELATTO, M.C., DA SILVA, A.G., DOS 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.
- MANTELATTO, M.C.; PÓVOA, A.A.; SKINNER, L.F.; ARAUJO, F.V. & CREED, J.C. 2020. Marine litter and wood debris as habitat and vector for the range expansion of invasive corals (*Tubastraea* spp.). *Marine Pollution Bulletin*, 160:111659.
- MARAGOUDAKI, L., ATSONIOS, K., KOURKOUMPAS, D-S. & GRAMMELIS, P. 2022. Process integration and scale up considerations of *Typha domingensis* macrophyte bioconversion into ethanol. *Biochemical Engineering Journal*, 181: 108404.
- MARQUES, N.C., MACHADO, R.B., AGUIAR, L.M., MENDONÇA-GALVÃO, L., TIDON, R., VIEIRA, E.M., et al. 2022. Drivers of change in tropical protected areas: Long-term monitoring of a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(2):69-78.
- MATAVELLI, R.A. & LOUZADA, J.N.C. 2008. Invasão de áreas de savana intra-amazônicas por *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) (Insecta: Coleoptera: Scarabaeidae). *Acta Amazonica*, 38:153-158.
- MCKINNEY, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52: 883-890
- MCKINNEY, M.L. 2006a. Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: scale effects of area, human population and native plants. *Biological Invasions*, 8:415-425.
- MCKINNEY, M.L. 2006b. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3):247-260.
- MELO, E.P.D., SIMIAO-FERREIRA, J., MELO, H.P.D., GODOY, B.S., DAUD, R.D., BASTOS, R.P. & SILVA, D.P. 2021. Exotic species are perceived more than native ones in a megadiverse country as Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 93.
- MENEZES, N.M., 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*, 101:911-917.
- MESQUITA-FILHO, W. FLECHTMANN, C.A., GODOY, W. & 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.
- MEYERSON, F. A., MERINO, L., & DURAND, J. 2007. Migration and environment in the context of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(4):182-190.
- MICHELAN, T.S.; THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. 2013. Native macrophyte density and richness affect the invasiveness of a tropical poaceae species. *Plos One*, 8:e60004.

- MIRANDA, R.J., NUNES, J.A.C.C., CREED, J.C., BARROS, F., MACIEIRA, R.F., SANTOS, R.G., LIMA, G.L., PONTES, A.V.F., SILVA, L.G.F.C., CORDEIRO, R.T., SAMPAIO, C.L.S., PINTO, T.K., MALHADO, A.C.M., LADLE, R. & PEREIRA, P. 2020. Brazil policy invites marine invasive species. *Science*, 368:481.
- MIRANDA, R.J., CRUZ, I.C.S. & BARROS, F. 2016a. Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef. *Marine Biology*, 163(45):1-12.
- MIRANDA, R.J., COSTA, Y., LORDERS, F.L., NUNES, J. & BARROS, F. 2016b. New records of the alien cup-corals (*Tubastraea* spp.) within estuarine and reef systems in Todos os Santos Bay, Southwestern Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 9(1):1-6.
- MODESTO, T.C. & BERGALLO, H.G. 2008. Ambientes diferentes, diferentes gastos do tempo entre atividades: o caso de dois grupos mistos do exótico *Callithrix* spp. na Ilha Grande, RJ, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 3(3):112-118.
- MOLLOT, G., PANTEL, J.H., & ROMANUK, T.N. 2017. The effects of invasive species on the decline in species richness: a global meta-analysis. In *Advances in ecological research*, Academic Press, 56, p.61-83.
- MUNIZ, C.M., GARCÍA-BERTHOU, E., GANASSIN, M.J.M., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2020. Alien fish in neotropical reservoirs: assessing multiple hypotheses in invasion biology. *Ecological Indicators*, 121:107034.
- NAÇÕES UNIDAS. 2018. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. New York, NY: United Nations.
- NEWBOLD, T., BENTLEY, L.F., HILL, S.L., EDGAR, M.J., HORTON, M., SU, G., ... & PURVIS, A. 2020. Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. *Functional Ecology*, 34(3):684-693.
- NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program. 2017. Report on Marine Debris as a Potential Pathway for Invasive Species. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program.
- OBMigra. 2020. Observatório das Migrações Internacionais. Resumo Executivo. https://portaldeimigracao.mj.gov.br/images/dados/relatorio-anual/2020/Resumo%20Executivo%20_Relat%C3%B3rio%20Anual.pdf
- ODUOR, A.M., LANKAU, R.A., STRAUSS, S.Y. & GÓMEZ, J.M. 2011. Introduced *Brassica nigra* populations exhibit greater growth and herbivore resistance but less tolerance than native populations in the native range. *New Phytologist*, 191: 536-544.
- OJAVEER, H., GALIL, B.S., CARLTON, J.T., ALLEWAY, H., GOULLETQUER, P., LEHTINIEMI, M., ... & ZAIKO, A. 2018. Historical baselines in marine bioinvasions: Implications for policy and management. *Plos one*, 13(8):e0202383.
- OLDEN, J.D., LOCKWOOD, J.L. & PARR, C.L. 2011. Biological invasions and the homogenization of faunas and floras. In *Conservation Biogeography*. (eds. Ladle, R. J. & Whittaker, R.), Wiley-Blackwell, p.224-243.
- OLIVEIRA C.H.S. 2012. Ecologia e Manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul. Dissertation, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- OLIVEIRA, M.D., TAKEDA, A.M., DE BARROS, L.F., BARBOSA, D.S. & DE RESENDE, E.K. 2006. Invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) of the Pantanal wetland, Brazil. *Biological Invasions*, 8(1):97-104.
- OLIVEIRA, M.D., HAMILTON, S.K. & JACOBI, C.M. 2010. Forecasting the expansion of introduction the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in Brazilian and North American rivers based on its occurrence in the Paraguay River and Pantanal wetland of Brazil. *Aquatic Invasions*, 5(1):59-73.
- OLIVEIRA, M.D., CALHEIROS, D.F., JACOBI, C.M., & HAMILTON, S.K. 2011. Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Biological invasions*, 13(3):717-729.
- OLIVEIRA, J.C., CASTRO, T.M., VRCIBRADIC, D., DRAGO, M.C & PRATES, I. 2018. A second Caribbean anole lizard species introduced to Brazil. *Herpetology Notes*, 11:761-764.
- OLIVEIRA, J.C., GONZALEZ, R.C., PASSOS, P., VRCIBRADIC, D. & ROCHA, C.F.D. 2020. Non-Avian Reptiles of the state of Rio de Janeiro, Brazil: status of knowledge and commented list. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 60.
- OLIVEIRA, T.E., FREITAS, D.S., GIANEZINI, M., RUVIARO, C.F., ZAGO, D., MÉRCIO, T.Z., DIAS, E.A., LAMPERT, V.N. & BARCELLOS, J.O.J. 2017. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. *Land Use Policy*, 63:394-400.

- ORICCHIO, F.T., MARQUES, A.C., HAJDU, E., PITOMBO, F.B., AZEVEDO, F., PASSOS, F.D., VIEIRA, L.M., STAMPAR, S.N., ROCHA, R.M. & DIAS, G.M. 2019. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 146:884-892.
- ORSI, M. L. & AGOSTINHO, A. A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16: 557-560.
- OVERBECK, G.E., HERMANN, J.M., ANDRADE, B.O., BOLDRINI, I.I., KIEHL, K., KIRMER, A., KOCH, C., KOLLMANN, J., MEYER, S.T., MÜLLER, S.C., NABINGER, C., PILGER, G.E., TRINDADE, J.P.P., VÉLEZ-MARTIN, E., WALKER, E.A., ZIMMERMANN, D.G. & PILLAR, V.D., 2013. Restoration ecology in Brazil - Time to step out of the forest. *Nat. Conserv.*, 11:92-95.
- PADILLA, D.K & WILLIAMS, S.L. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(3):131-138.
- PARESCHI, D.C., MATSUMURA-TUNDISI, T., MEDEIROS, G.R., LUZIA, A.P. & TUNDISI, J.G. 2008. First occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the Rio Tietê watershed (São Paulo State, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 68:1107-1114.
- PEDROSA, F., BERCÊ, W., COSTA, V.E., LEVI, T. & GALETTI, M. 2021. Diet of invasive wild pigs in a landscape dominated by sugar cane plantations. *Journal of Mammalogy*, 102(5):1309-1317.
- PENA-RODRIGUES, P.J.F. & LIRA, C.F. 2019. The Bio-Evolutionary Anthropocene Hypothesis: Rethinking the Role of Human-Induced Novel Organisms in Evolution. *Biol Theory* 14:141-150.
- PEREIRA, A.D. et al. 2020. Modeling the geographic distribution of *Myocastor coypus* (Mammalia, Rodentia) in Brazil: Establishing priority areas for monitoring and an alert about the risk of invasion. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 55:139-148.
- PERES, C. K., LAMBRECHT, R. W., TAVARES, D. A. & DE CASTRO, W. A. C. 2018. Alien Express: The threat of aquarium e-commerce introducing invasive aquatic plants in Brazil. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4):221-227.
- PETRUZZELLA, A. MANSCHOT, J., VAN LEEUWEN, C.H.A., GRUTTERS, B.M.C. & BAKKER, E.S. 2018. Mechanisms of invasion resistance of aquatic plant communities. *Frontiers in Plant Science*, 9:134.
- PETRUZZELLA, A., RODRIGUES, T.A.S.S.R., VAN LEEUWEN, C.H.A., ESTEVES, F.A., FIGUEIREDO-BARROS, M.P. & BAKKER, E.S. 2020. Species identity and diversity effects on invasion resistance of tropical freshwater plant communities. *Scientific Reports*, 10:5626.
- PETSCH, D.K.; ERNANDES-SILVA, J. & PINHA, G.D. 2021a. New records of larvae and adults of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei* Dunker, 1857) in the Ivaí River (Paraná, Brazil). *Revista de Biologia Neotropical*, 18:31-36.
- PETSCH, D.K., RIBAS, L.G. & MANTOVANO, T. et al. 2021b. Invasive potential of golden and zebra mussels in present and future climatic scenarios in the new world. *Hydrobiologia*, 848:2319-2330.
- PILÓ, D., PEREIRA, F., CARVALHO, A.N., VASCONCELOS, P., CUNHA, A.M. & GASPAR, M.B. 2021. Are non-indigenous species hitchhiking offshore farmed mussels? A biogeographic and functional approach, *Marine Pollution Bulletin*, 171:112776.
- PIMENTEL, D. 2011. *Biological invasions: economic and environmental cost of alien plant, animal and microbe species*, Second edn. CRC Press, Boca Raton
- PIOLA, R.F. & JOHNSTON, E.L. 2008. Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Diversity and Distributions*, 14(2):329-342.
- PÓVOA, A.A., SKINNER, L.F., & DE ARAÚJO, F.V. 2021. Fouling organisms in marine litter (rafting on abiogenic substrates): A global review of literature. *Marine Pollution Bulletin*, 166:112189.
- PRESTON, C.D., ROY, D.B., & ROY, H.E. 2012. What have we learnt from 50 years of biological recording? *British Wildlife*, 24(2):97-106.

- RAÍCES, D. S., FERREIRA, P.M., MELLO, J.H., & BERGALLO, H.G. 2017. Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research*, 2(4):78-89.
- RADASHEVSKY, V. I., LANA, P. C., & NALESSO, R. C. 2006. Morphology and biology of *Polydora* species (Polychaeta: Spionidae) boring into oyster shells in South America, with the description of a new species. *Zootaxa*, 1353(1):1-37.
- RECH, S., BORRELL, Y. & GARCÍA-VAZQUEZ, E. 2016. Marine litter as a vector for non-native species: what we need to know. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 40-43.
- REJMANEK, M. & RICHARDSON, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77(6):1655-1661.
- RILEY S.P., BUSTEED G.T., KATS L.B. et al. 2005. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California streams. *Conserv. Biol*, 19:1894-1907.
- ROBERTS, J. & TSAMENYI, M. 2008. International legal options for the control of biofouling on international vessels. *Marine Policy*, 32(4):559-569.
- ROSA, C.A., RIBEIRO, B.R., BEJARANO, V., PUERTAS, F.H., BOCCHIGLIERI, A., DOS SANTOS BARBOSA, A.L et al. 2020. Neotropical alien mammals: a data set of occurrence and abundance of alien mammals in the Neotropics. *Ecology* 101(11):e03115.
- ROSA, C.A., CURTI, N.H.A., PUERTAS, F. & PASSAMANI, M. 2018. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. *Biological Invasions*, 19(7):2101-2123.
- ROSA, C.A., ZENNI, R., ZILLER, S., CURTI, M.A. & PASSAMANI, M. 2017. Assessing the risk of invasion of species in the pet trade in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(1):38-42.
- RUGGERI, J., RIBEIRO, L.P., PONTES, M.R., TOFFOLO, C., CANDIDO, M., CARRIERO, M. M., ... & TOLEDO, L.F. 2019. First case of wild amphibians infected with ranavirus in Brazil. *Journal of Wildlife Diseases*, 55(4):897-902.
- RUIZ, G.M., CARLTON, J.T., GROSHOLZ, E.D., & HINES, A.H. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American zoologist*, 37(6):621-632.
- RUVIARO, C.F., COSTA, J.S., FLORINDO, T.J., RODRIGUES, W., MEDEIROS, G.I.B. & VASCONCELOS, P.S., 2016. Economic and environmental feasibility of beef production in different feed management systems in the Pampa biome, Southern Brazil. *Ecol. Indic*, 60:930-939.
- SALIMI, P.A., CREED, J.C., ESCH, M.M., FENNER, D., JAAFAR, Z., LEVESQUE, J.C., ... & SWEET, M. 2021. A review of the diversity and impact of invasive non-native species in tropical marine ecosystems. *Marine Biodiversity Records*, 14(1):1-19.
- SAMPAIO, A.B. & SCHMIDT, I.B. 2013. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3, 32-49.
- SANTOS, R.C., BASTIANI, V., MEDINA, D., RIBEIRO, L.P., PONTES, M.R., LEITE, D.D.S., TOLEDO, L.F., MARIA, G., FRANCO, S. & LUCAS, E.M. 2020. High Prevalence and Low Intensity of Infection by *Batrachochytrium dendrobatidis* in Rainforest Bullfrog Populations in Southern Brazil. *Herpetological Conservation and Biology*, 15(1):118-130.
- SANTOS, A.F.G.N., SANTOS, L.N., GARCÍA-BERTHOUE, E. & HAYASHI, C. 2009. Could native predators help to control invasive fishes? Microcosm experiments with the Neotropical characid. *Ecology of Freshwater Fish*, 18:491-499.
- SANTOS, A.F.G.N., GARCÍA-BERTHOUE, E., HAYASHI, C. & SANTOS, L.N. 2013. When habitat complexity increases predation risk: experiments with invasive and neotropical native fishes. *Marine and Freshwater Research*, 64:752-760.
- SANTOS, A.F.G.N., GARCÍA-BERTHOUE, E., HAYASHI, C. & SANTOS, L.N. 2018. Water turbidity increases biotic resistance of native Neotropical piscivores to alien fish. *Hydrobiologia*, 817:293-305.
- SANTOS, A.F.G.N., ALCARAZ, C., SANTOS, L.N., HAYASHI, C. & GARCÍA-BERTHOUE, E. 2012. Experimental assessment of the effects of a Neotropical nocturnal piscivore on juvenile native and invasive fishes. *Neotropical Ichthyology*, 10:167-176.

- SCHELHAS, J., ALEXANDER, J., BRUNSON, M., CABE, T., CRALL, A., DOCKRY, M.J., ... & VUKOMANOVIC, J. 2021. Social and Cultural Dynamics of Non-native Invasive Species. In: Poland T.M., Patel-Weynand T., Finch D.M., Miniat C.F., Hayes D.C., Lopez V.M. (eds) *Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States*. Springer, Cham.
- SEEBENS, H., GASTNER, M.T. & BLASIUS, B. 2013. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology letters*, 16(6):782-790.
- SEEBENS, H., ESSL, F., DAWSON, W., FUENTES, N., MOSER, D., PERGL, J., PYŠEK, P., KLEUNEN, M.V., WEBER, E., WINTER, M. & BLASIUS, B. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology*, 21: 4128-4140.
- SILVA, R. & OLMOS, F. 2007. Adendas e registros significativos para a avifauna dos manguezais de Santos e Cubatão, SP 15, p.551-560.
- SILVA, G.R., ZENNI, R.D., ROSSE, V.P., BASTOS, L.S., & VAN DEN BERG, E. 2020. Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas. *Biological Invasions*, 22(10):3083-3099.
- SILVA, L.C., LEONE, I.C., SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., PERET, A.C. & ROCHA, O. 2012. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. *Biota Neotropica*, 12:93-100.
- SILVEIRA F. 2009. Dieta de *Alouatta clamitans* Cabrera, 1940 em um remanescente de Floresta com Araucária no Parque Ecoturístico Municipal São Luís de Tolosa (PMSLT), Rio Negro, PR. Monografia. Universidade Estadual do Paraná- Curitiba.
- SILVÉRIO, D.V., BRANDO, P.M., BALCH, J.K., PUTZ, F.E., NEPSTAD, D.C., OLIVEIRA-SANTOS, C., & BUSTAMANTE, M.M. 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619):20120427.
- SIMBERLOFF, D., MARTIN, J.L., GENOVESI, P., MARIS, V., WARDLE, D.A., ARONSON, J., COURCHAMP, F., GALIL, B., GARCÍA-BERTHOUE, E., PASCAL, M. PYŠEK, P., SOUSA, R., TABACCHI, E., VILÁ, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28:58-66.
- SIMBERLOFF, D. & VON HOLLE, B. 1999. Positive Interactions of Nonindigenous Species: Invasional Meltdown? *Biological Invasions*, 1:21-32.
- SIMON, C.A., & SATO-OKOSHI, W. 2015. *Polydora polychaetes* on farmed molluscs: distribution, spread and factors contributing to their success. *Aquaculture Environment Interactions*, 7(2):147-166.
- SOARES, M.O., PEREIRA, P.H.C., FEITOSA C.V., MAGGIONI R., et al. 2023. Lessons from the invasion front: Integration of research and management of the lionfish invasion in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 339:117954-117964.
- SKULTETY, D. & MATTHEWS, J.W. 2017. Urbanization and roads drive non-native plant invasion in the Chicago Metropolitan region. *Biol Invasions* 19:2553-2566.
- SORTE, C. J., WILLIAMS, S. L. & ZEREBECKI, R. A. 2010. Ocean warming increases threat of invasive species in a marine fouling community. *Ecology*, 91(8):2198-2204.
- SOUSA, W.T.Z., THOMAZ, S.M., MURPHY, K.J., MORMUL, R.P. & SILVEIRA, M.J. 2009. Environmental predictors of exotic *Hydrilla verticillata* L.f. Royle and a native *Egeria najas* Planch. occurrence in a sub-tropical river floodplain: the upper River Paraná, Brazil. *Hydrobiologia*, 632:65-78.
- SOUSA, W.T.Z., THOMAZ, S.M. & MURPHY, K.J. 2011. Drivers of aquatic macrophyte community structure in a Neotropical riverine lake. *Acta Oecologica*, 37:462-475.
- SPEAR, D., FOXCROFT, L.C., BEZUIDENHOUT, H. & MCGEOCH, M.A. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, 159:137-147.
- TATEM, A.J. 2009. The worldwide airline network and the dispersal of exotic species: 2007 - 2010. *Ecography* 32:94-102.

- TEIXEIRA, L.M. & CREED, J.C. 2020. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions*, 15(1):30-43.
- TELES, H.M.S. & FONTES, L.R. 2002. Implicações da introdução e dispersão de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 no Brasil. *Bol. Inst. Adolfo Lutz*, 12:3-5.
- THOMAZ, S.M. 2022. Propagule pressure and environmental filters related to non-native species success in river-floodplain ecosystems. *Hydrobiologia*, 849:3679-3704.
- THOMAZ, S.M., CARVALHO, P., MORMUL, R.P., FERREIRA, F.A., SILVEIRA, M.J. & MICHELAN, T.S. 2009. Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. *Acta Oecologica*, 35:614-620.
- TISSIANI, A.S.D.O., VAZ-DE-MELLO, F.Z. & CAMPELO J.R. 2017. Dung beetles of Brazilian pastures and key to genera identification (Coleoptera: Scarabaeidae). *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52(06):401-418.
- TOY, T.J. & GRIFFITH, J.J. 2010. Changing Surface-Mine Reclamation Practices in Minas Gerais, Brazil, *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 15:1, 33-51.
- ULIANO-SILVA, M., FERNANDES, F.F.C.F., DE HOLANDA, I.B. & REBELO, M.F. 2013. Invasive species as a threat to biodiversity: The golden mussel *Limnoperna fortunei* approaching the Amazon River basin. *Exploring Themes on Aquatic Toxicology*. Research Signpost, India.
- WANG, L., DELGADO-BAQUERIZO, M., WANG, D., ISBELL, F., LIU, J., FENG, C., ... & LIU, C. 2019. Diversifying livestock promotes multidiversity and multifunctionality in managed grasslands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(13):6187-6192.
- WANLESS, R.M., SCOTT, S., SAUER, W.H., ANDREW, T.G., GLASS, J.P., GODFREY, B., ... & YELD, E. 2010. Semi-submersible rigs: a vector transporting entire marine communities around the world. *Biological Invasions*, 12(8):2573-2583.
- WILLIAMS, A.T. & RANGEL-BUITRAGO, N. 2019. Marine litter: solutions for a major environmental problem. *Journal of coastal research*, 35(3):648-663.
- WITTEMYER, G., ELSEN, P., BEAN, W.T., BURTON, A.C.O. & BRASHARES, J.S. 2008. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science*, 321:123-126.
- WONHAM, M.J. & CARLTON, J.T. 2005. Trends in marine biological invasions at local and regional scales: the Northeast Pacific Ocean as a model system. *Biological invasions*, 7(3): 369-392.
- WOODFORD, D.J., RICHARDSON, D.M., MACISAAC, H.J., MANDRAK, N.E., VAN WILGEN, B.W., WILSON, J.R. & WEYL, O.L.F. 2016. Confronting the wicked problem of managing biological invasions. *NeoBiota* 31:63-86.
- YOFUKUJI, K.Y., GONINO, G.M., ALVES, G.H., LOPES, T.M. & FIGUEIREDO, B.R. 2021. Acute ecotoxicity of exposure to sugarcane ashes on the behaviour of predator and prey fish species. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(8):1-14.
- ZENNI, R. D. & ZILLER, S. R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 34:431-446.
- ZENNI, R.D. 2014. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. *Austral Ecology*, 39(4):401-407.
- ZENNI, R.D., DECHOUM, M.S. & ZILLER, S.R. 2016. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas*, 29:133-153.
- ZENNI, R.D. & DECHOUM, M.S. 2013. Paisagens antropizadas e invasão por plantas exóticas. In: Carlos Peres; Jos Barlow; Toby Gardner; Ima Célia Guimarães Vieira (Orgs.). *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. 1ed. Curitiba: Editora da UFPR, p.549-563.
- ZEPELINI, C.G., CARVALHO-PEREIRA, T., ALVES, R.S., SANTIAGO, D. C. C., SANTO, V. E., BEGON, M., ... & KHALIL, H. 2021. Demographic drivers of Norway rat populations from urban slums in Brazil. *Urban Ecosystems*, 24:801-809.
- ZILLER, S.R., DECHOUM, M.S. & ZENNI, R.D. 2019. Predicting invasion risk of 16 species of eucalypts using a risk assessment protocol developed for Brazil. *Austral Ecology*, 44(1):28-35.

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. Pivello¹, Rosana M. Rocha²,
Jean R.S. Vitule²

¹Universidade de São Paulo

²Universidade Federal do Paraná

AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

Raul R. Braga³, George G. Brown⁴, Camila F.
Castro², Claudiano C. Cruz Neto⁵, Ana Clara S.
Franco⁶, Gustavo Heringer^{7,8}, André L.B.
Magalhães⁹, Ricardo J. Miranda¹⁰, Roger P.
Mormul¹¹, Igor Oliveira¹², Hugo H.L. Saulino¹³,
Dalva M. Silva Matos¹³

³Universidade Estadual de Londrina

⁴Embrapa Florestas

⁵Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

⁶Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

⁷Nürtingen-Geislingen University

⁸Universidade Federal de Lavras

⁹Universidade Federal de Ouro Preto

¹⁰Universidade Federal de Alagoas

¹¹Universidade Estadual de Maringá

¹²Universidade Federal do Acre

¹³Universidade Federal de São Carlos

AUTOR CONTRIBUINTE DO CAPÍTULO

Gregório Ceccantini¹

REVISORES EXTERNOS

Angelo Antonio Agostinho¹¹, Gerhard Overbeck¹⁵

¹⁵Universidade 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. tucunaré) 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 (EEIs) 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 EEI (Ricciardi et al. 2013). Em alguns casos, os impactos causados pelas EEIs podem ser irreversíveis (IUCN 2020). Neste diagnóstico, além dos impactos das EEIs 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 EEIs patógenos ou vetores destes.

Os impactos negativos que as EEIs 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 EEIs 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 EEIs em território brasileiro, bem como as EEIs 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 EEIs já reconhecidos pela comunidade internacional, pode-se considerar que tanto o número de estudos compilados como o número de EEIs 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.

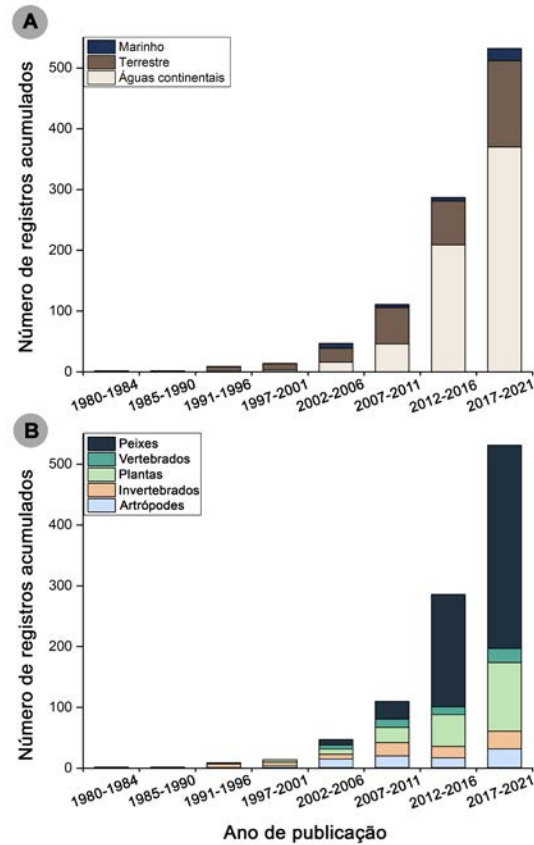


Figura 4.1 - Número acumulado de registros dos impactos das EEs por tipo de ecossistema (A) e por grupo taxonômico (B), entre 1980-2021. Foram excluídos os artrópodes na categoria de invertebrados, e os peixes, dentre os vertebrados.

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).

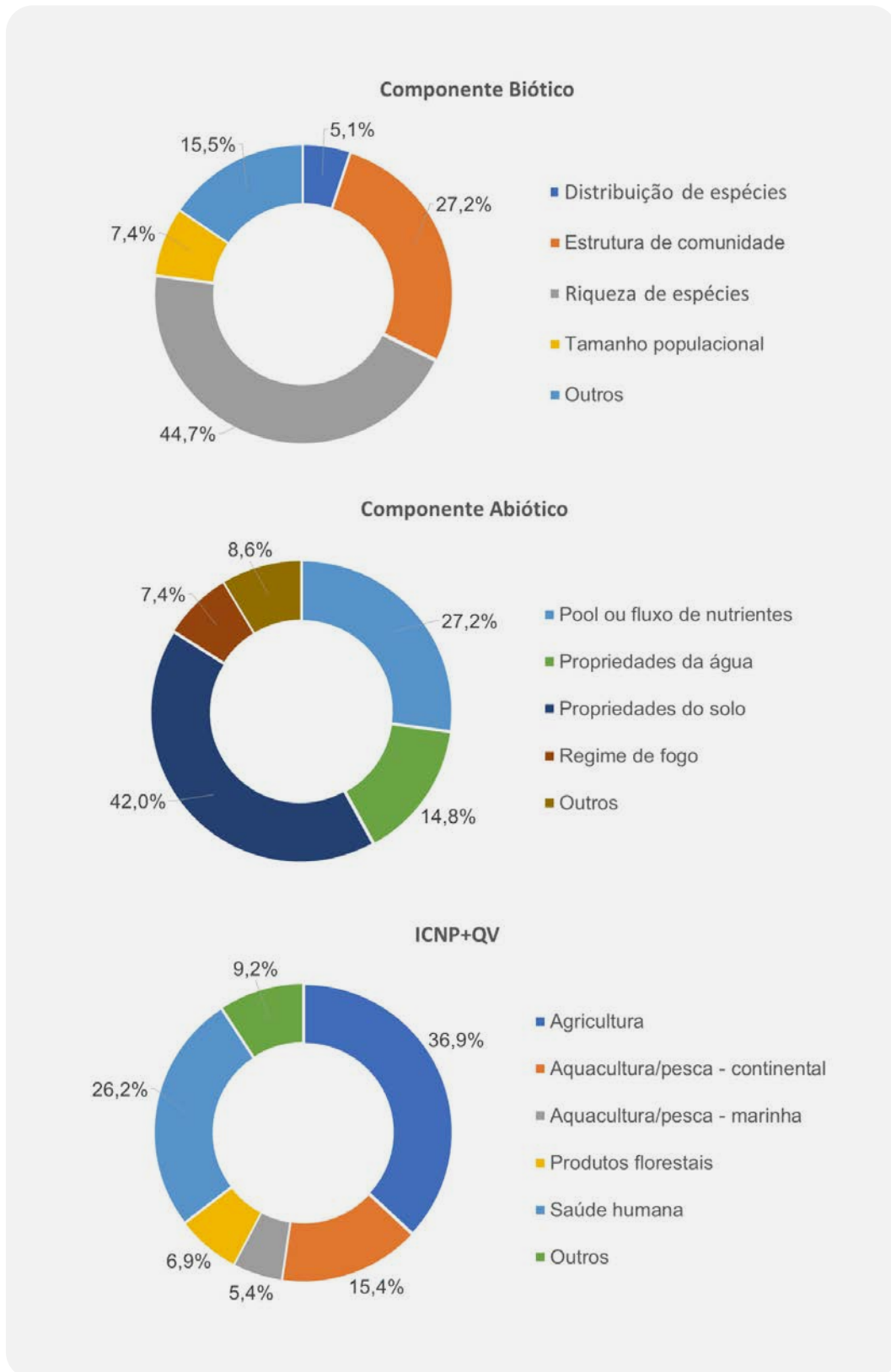


Figura 4.2 - Distribuição dos registros de impactos segundo três grandes categorias dos alvos (sobre os componentes biótico e abiótico dos ecossistemas e sobre as contribuições da natureza para as pessoas + qualidade de vida humana [CNP+QV]). O gráfico deve ser lido no sentido horário, a partir da linha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

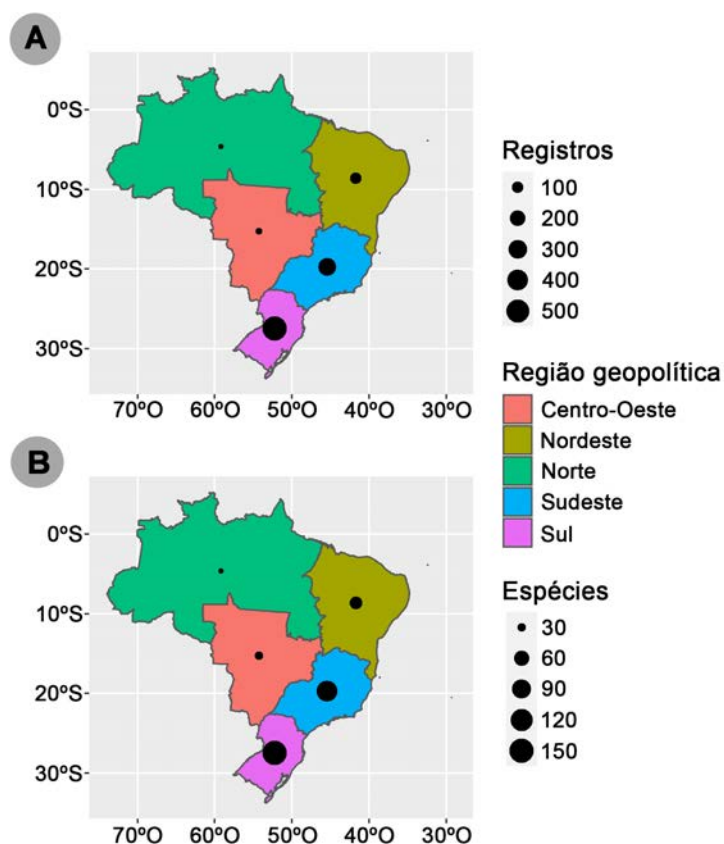


Figura 4.4 - Números de registros publicados de impactos causados por EEIs (A) e de EEIs (B) nas regiões geopolíticas brasileiras. O tamanho do círculo representa a escala de grandeza da quantidade de registros/espécies.

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%).

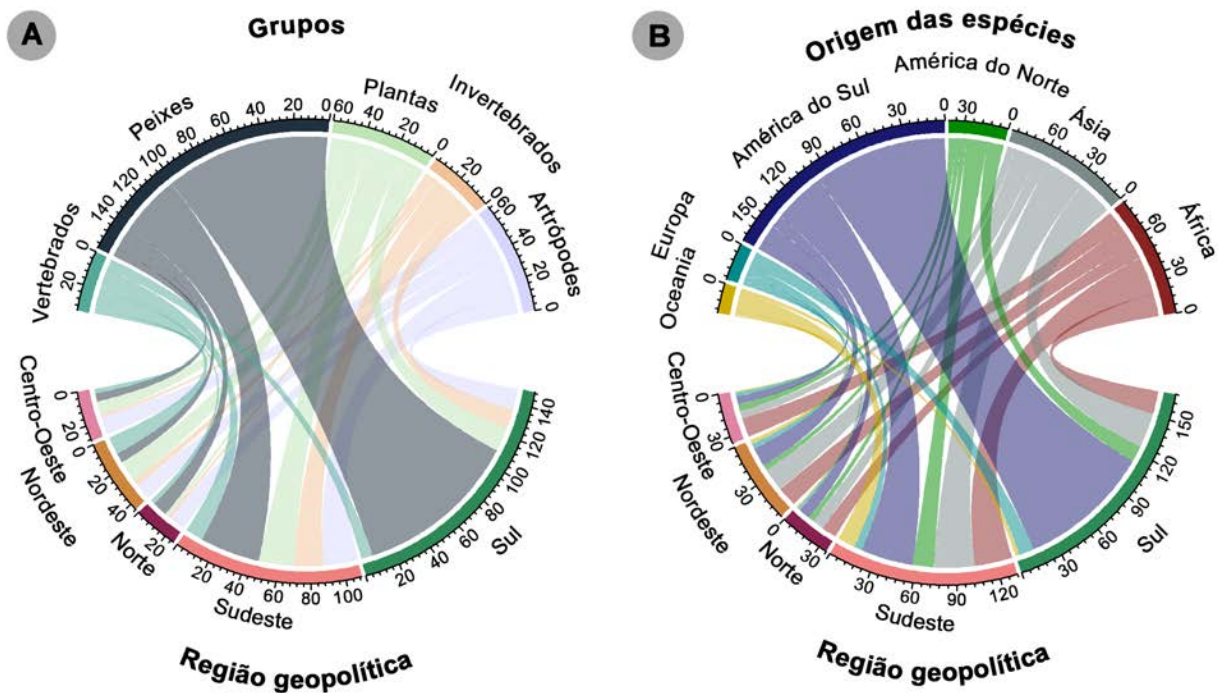


Figura 4.5 - A: Relação entre os grupos taxonômicos de EEl (metade superior do círculo) e as regiões geopolíticas brasileiras (metade inferior do círculo) onde os impactos foram observados. Cada par táxon-região é representado por uma cor diferente e os números externos ao círculo representam a quantidade 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.

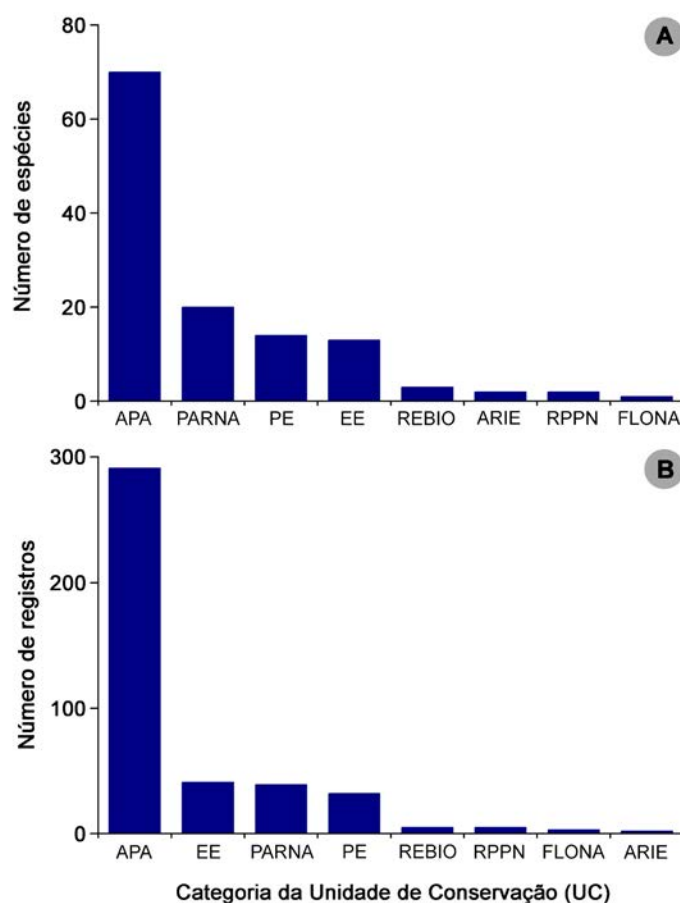


Figura 4.6 - Número de espécies exóticas invasoras (A) e de registros de evidências de impacto negativo (B) detectados em UCs brasileiras de diferentes categorias (APA - Área de Proteção Ambiental, ARIE - Área de Relevante Interesse Ecológico, EE - Estação Ecológica, FLONA - Floresta Nacional, PARNA - 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*).

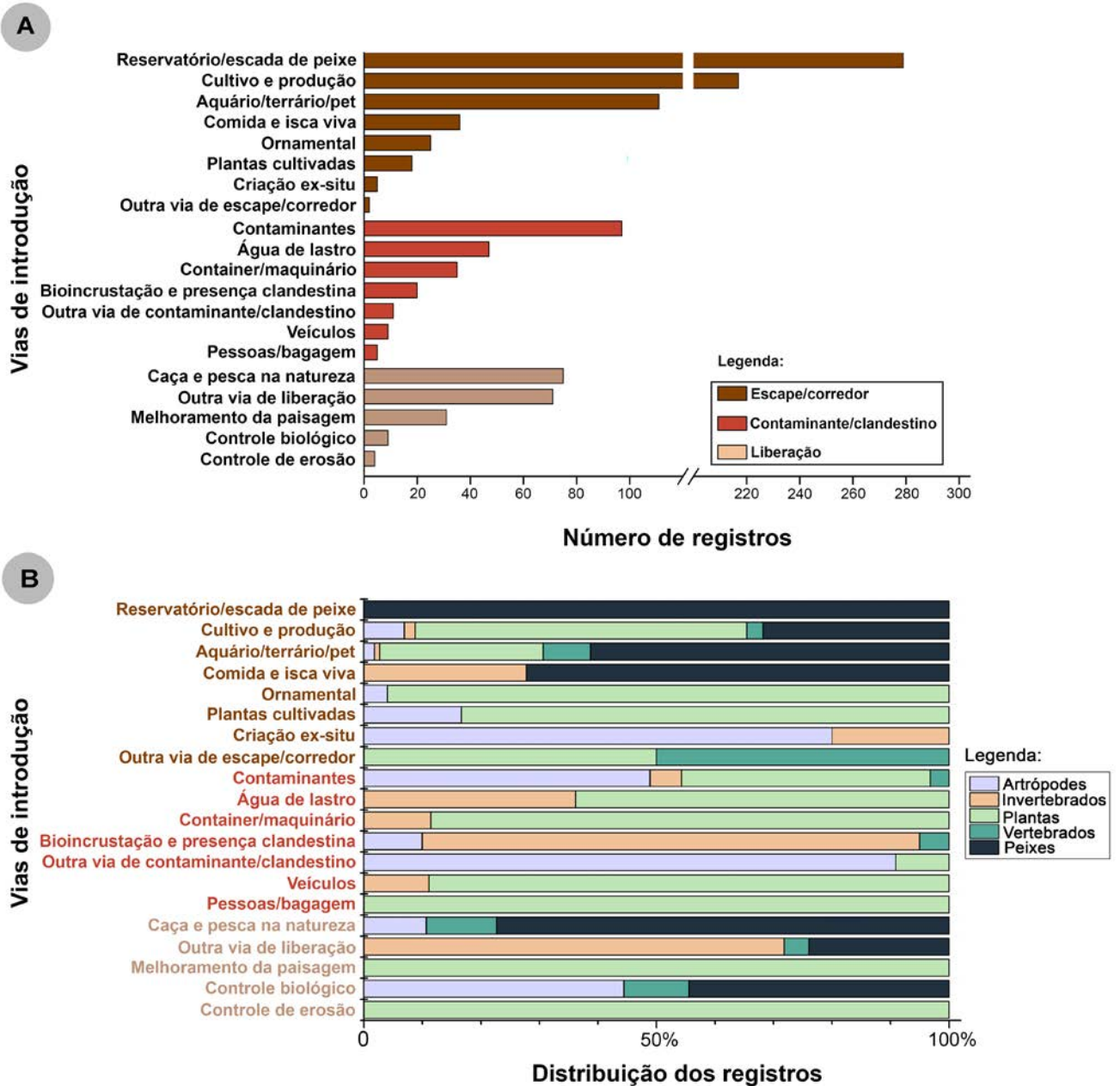


Figura 4.7 - (A) Principais vias de introdução das EEl geradoras de impacto no território brasileiro dentro de categorias da Convenção de Diversidade Biológica, reunidas em três grandes grupos (Escape/Corredor, Contaminante/Clandestino; Liberação), e (B) os grupos taxonômicos associados a essas vias. 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).

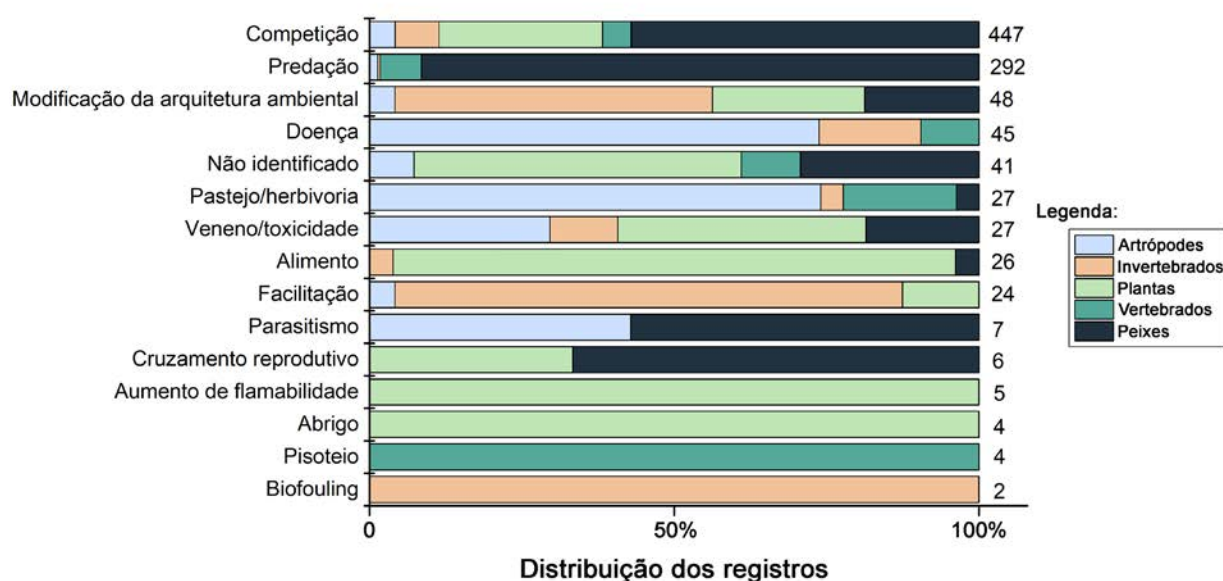


Figura 4.8 - Mecanismos ecológicos mediadores de impactos causados por EEIs e sua associação com os grupos taxonômicos. À direita de cada barra, consta o número de registros observados para cada mecanismo até 2021. Na categoria invertebrados foram excluídos os artrópodes e na categoria vertebrados foram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

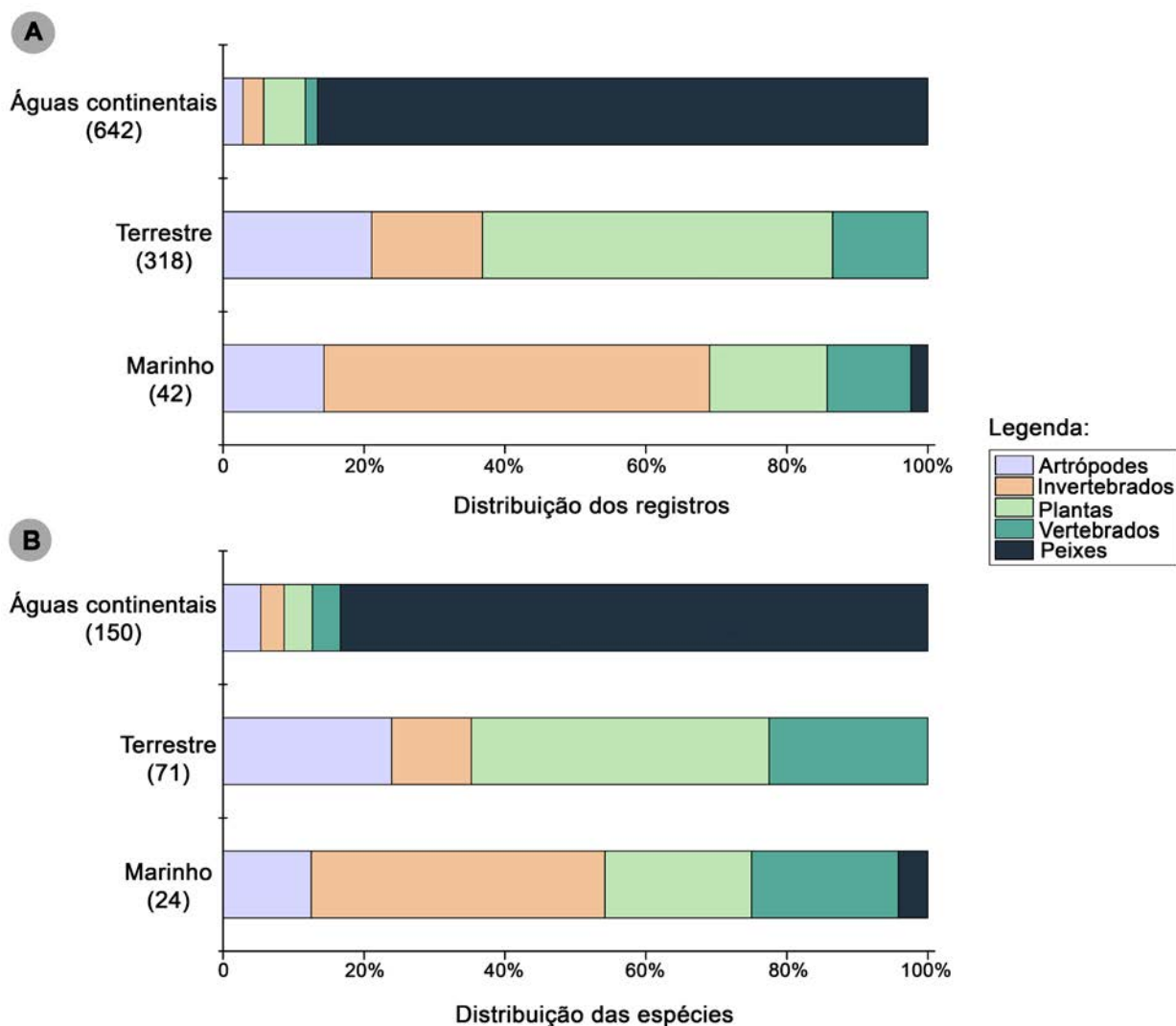


Figura 4.9 - Contribuição relativa [%] de número de registros (A) e número de espécies (B) causadoras de impacto por grupo taxonômico (artrópodes, invertebrados não artrópodes, plantas, vertebrados exceto peixes e peixes) e tipo de ambiente. Números entre parênteses representam o total de registros (A) 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 puer* 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 *Pontoscolex 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 *Blastopsylla 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 aquarioria, 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 amêijoia-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 EEl (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 amêijoia-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./m² (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 (*Melanoides 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 CO₂, altas temperaturas e déficit hídrico (Faria et al. 2015), enquanto bambus e lianas respondem positivamente ao aumento de CO₂, 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 pueria* (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> 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 (*Bulbucibis*) 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).

CAPÍTULO 5: MANEJO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS: EXPERIÊNCIAS NACIONAIS

Como citar: Fonseca, A. C., Ivanauskas, N. M., Thomaz, S. M., Fidelis, A., Fleury, B., Belz, C., Montag, L. F. A., Freitas, M. G., Neto, O. C., Mangini, P. R. Capítulo 5: Manejo de espécies exóticas invasoras: experiências nacionais. *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. 185-236. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap5>

COORDENADORES DO CAPÍTULO

Adriana Carvalhal Fonseca¹, Natália Macedo Ivanauskas², Sidinei Magela Thomaz³

¹Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

²Instituto de Pesquisas Ambientais

³Departamento de Biologia, Nupelia, Universidade Estadual de Maringá

AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

Alessandra Fidélis¹, Beatriz Fleury², Carlos Belz³, Luciano Fogaça de Assis Montag⁴, Marina Guimarães Freitas⁵, Oswaldo Cruz Neto⁶, Paulo Rogerio Mangini⁷

¹Universidade Estadual Paulista

²Universidade do Estado do Rio de Janeiro

³Universidade Federal do Paraná

⁴Universidade Federal do Pará

⁵Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

⁶Universidade Federal de Pernambuco.

⁷Instituto Brasileiro para Medicina da Conservação - Tríade

AUTORES CONTRIBUINTES DO CAPÍTULO

Alexandre Bonesso Sampaio¹, Alexandre Neiva Ferraz de Almeida², Bruno Pereira Masi³, Leonaldo Alves de Andrade⁴, Raphael de Mello Carpes⁵

¹Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

²Hemisfério Consultoria em Meio Ambiente

³Universidade Federal Rural da Amazônia

⁴Universidade Federal da Paraíba

⁵Universidade Federal do Rio de Janeiro

REVISORAS DO CAPÍTULO

Barbara Segal¹, Lilian Casatti², Sílvia R. Ziller³

¹Universidade Federal de Santa Catarina

²UNESP Rio Claro

³Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental

SUMÁRIO EXECUTIVO

1. Ferramentas de prevenção para espécies exóticas invasoras (EEIs), tais como análises de risco, gestão de vias e vetores e detecção precoce e resposta rápida (DPRR), devem ser priorizadas, já que, após o estabelecimento dessas espécies, o controle é oneroso e laborioso e a erradicação é difícil de ser alcançada {5.2; 5.3.2} (bem estabelecido). A análise de risco foca na probabilidade de uma espécie ser introduzida e suas possíveis vias de introdução e dispersão, como já feito para algumas espécies de peixes, invertebrados aquáticos, vertebrados e invertebrados terrestres e plantas {5.2.1}. Com base em diretrizes nacionais e internacionais, a gestão de vias e vetores busca prevenir a introdução de EEIs por meio do controle dos vetores que podem transportar espécimes e propágulos presentes na paisagem e das vias que podem conduzir à introdução {5.2.2}. A DPRR complementa as medidas de prevenção e, por meio de estratégias que envolvem vigilância e monitoramento, participação social e formação de redes de colaboradores, visa minimizar o impacto de espécies invasoras de forma rápida, eficaz e econômica {5.2.3}.

2. Quando EEIs já se encontram presentes num ecossistema, devem ser alvo de erradicação ou controle. A erradicação é mais eficaz quando há detecção precoce da EEI {5.2.3, 5.3.2}, sendo os casos de sucesso no Brasil escassos e pontuais (bem estabelecido), por exemplo, o octocoral “green-star-polyp” na baía da Ilha Grande {5.3.2.1} e o rato-comum em ambientes insulares {5.3.2.3, Box 5}. Quando não é possível erradicar, o controle deve visar a redução do tamanho das populações ou a contenção da expansão a níveis aceitáveis. Métodos de controle mecânicos e químicos, bem como a integração de ambos, são os mais utilizados no Brasil {5.3.2}. Diversos exemplos {Tabela 1; Mat. Sup.} demonstram diferentes graus de sucesso e são mais numerosos em ecossistemas terrestres {5.3.2.3}, seguidos dos marinhos {5.3.2.1} e de águas continentais {5.3.2.2} (estabelecido, mas incompleto). Há casos demonstrando que o controle reduziu o impacto sobre espécies nativas, p. ex. o controle do coral-sol em substrato natural {Box 1} e de pílnus em butiazais do sul do Brasil {Box 3} e em dunas costeiras em Florianópolis {Box 6}.

3. São prioritárias as ações de manejo que maximizem os efeitos do controle das EEIs, minimizando os custos, os quais variam de acordo com a espécie invasora, sua velocidade de dispersão e a extensão geográfica da área invadida, além de características do ecossistema invadido e dos métodos usados para o controle {5.3.1} (estabelecido, mas incompleto). A tomada de decisão pode priorizar as vias de introdução (fase pré-invasão ou pré-fronteira; 5.3.1.3), as áreas mais sensíveis aos impactos (prevenção da expansão pós-invasão ou pós-fronteira; 5.3.1.2), ou as espécies prioritárias (idealmente fundamentada no dano por elas causado; 5.3.1.1).

4. O engajamento público nas ações de manejo constitui um diferencial para o sucesso do controle de EEIs pois, além de promover a disseminação de conhecimento e a sensibilização para o problema, resulta em aumento de força de trabalho, economia de recursos financeiros e possibilidade de desenvolvimento de técnicas mais eficazes de controle, baseadas no conhecimento prático {5.3.4} (estabelecido, mas incompleto). Apesar de ainda pouco numerosas, iniciativas como as desenvolvidas pelo Instituto Hórus em parceria com a Universidade Federal de Santa Catarina no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição - SC, pelo Projeto Cipó Vivo no Parque Nacional da Serra do Cipó - MG, e pelo Projeto Coral-Sol na baía da Ilha Grande - RJ, comprovam a eficácia da participação social no controle de EEIs {Box 6}.

5. O manejo adaptativo constitui estratégia primordial para o sucesso da restauração de ecossistemas, uma vez que leva em consideração não apenas o controle das populações invasoras e seus respectivos impactos, mas também eventuais impactos negativos que as ações de manejo possam ter sobre a biodiversidade e os ecossistemas naturais {5.3.3} (estabelecido, mas incompleto). No Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, o manejo adaptativo de gramíneas invasoras tem se mostrado efetivo em processos de restauração ecológica e, de forma geral, tem sido recomendado para todos os tipos de manejo em áreas naturais com fins de conservação {5.3.3}.

6. A gestão das invasões biológicas esbarra em desafios a serem superados, tais como a falta de conhecimento do público sobre o impacto das EEIs, o apelo popular de espécies invasoras carismáticas ou utilizadas por humanos e o emprego de técnicas controversas de controle {5.4} (bem estabelecido). A oposição ao controle de gatos, cachorros e primatas; o uso de EEIs em cultivos, paisagismo ou como animais de estimação, são exemplos do desconhecimento sobre o perigo que essas espécies representam para as espécies nativas e para a sociedade {5.4}. A regulamentação e normatização incipientes no que se refere ao emprego de técnicas de controle baseadas no uso de herbicidas ou queima prescrita, traz insegurança para o controle de plantas invasoras, apesar do comprovado sucesso dessas técnicas {5.4}.

5.1 Introdução

Neste capítulo descrevemos experiências registradas no Brasil envolvendo todas as etapas do manejo de EEIs, desde as ferramentas de prevenção e detecção precoce, até o controle e erradicação. Tanto quanto possível, usamos experiências obtidas em águas continentais, ecossistemas marinhos e terrestres, incluindo a maior diversidade possível de grupos taxonômicos, em diferentes situações e escalas. Ao fim, identificamos alguns desafios, lacunas e incertezas relacionadas ao manejo dessas espécies, que ainda precisam ser superados para o avanço no controle de EEIs no território nacional.

5.2 Ferramentas de prevenção

A prevenção à introdução de espécies exóticas com potencial invasor é a principal estratégia no combate às invasões biológicas, pois é mais efetiva e de menor custo do que o manejo das populações já estabelecidas. Dentre as ferramentas, destacam-se as “análises de risco” de introdução e dispersão de EEIs, a “gestão de vias e vetores” que promovem o transporte dessas espécies e a “detecção precoce e resposta rápida”, que visam a identificação de invasões recentes e a erradicação, antes que ocorra a disseminação para novas áreas a partir do ponto de introdução.

A prevenção e a detecção precoce e resposta rápida estão previstas na Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras (CONABIO/MMA 2018) e no respectivo Plano de Implementação (MMA 2018), coadunando com as Metas estabelecidas pela Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (CDB).

5.2.1. Análises de risco

A análise de risco é uma ferramenta de prevenção à introdução e dispersão de EEIs, pois permite analisar a probabilidade de uma espécie ser introduzida num novo ambiente e suas possíveis vias de introdução e dispersão. Também é útil para estabelecer cenários futuros de impactos ambientais, sociais e econômicos (Genovesi et al. 2010). No caso de introduções intencionais, é importante para a tomada de decisões pelo poder público (Keller et al. 2007).

A análise de risco inclui a avaliação de risco (processo pelo qual são avaliadas as evidências biológicas ou outras evidências científicas e econômicas para determinar se uma espécie exótica se tornará invasora) e o gerenciamento de riscos (avaliação e seleção de estratégias para reduzir o risco de introdução e disseminação de EEIs) (Genovesi et al. 2010). Modelos de análise de risco já foram desenvolvidos, alguns mais complexos e objetivos, como o desenvolvido para o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) nas usinas hidrelétricas (Belz, 2006) e para o coral-sol *Tubastraea* spp. nas áreas marinhas protegidas do Rio de Janeiro (Couto et al. 2021), e outros mais simples e subjetivos, como os desenvolvidos por Bomford et al. (2005). O desenvolvimento de modelos de análise de risco tem sido incentivado e favorecido por acordos internacionais e organizações associadas à importação de animais vivos, como a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), Convenção

Internacional de Proteção de Plantas (IPPC), Organização Mundial de Saúde Animal (OIE) e Organização Mundial do Comércio (OMC).

Dentre os modelos mais conhecidos está o protocolo FISK (*Fish Invasiveness Screening Kit*) para peixes de águas continentais (Copp et al. 2005, Almeida et al. 2013), baseado em planilhas eletrônicas, com perguntas que buscam identificar o potencial de invasão por espécies exóticas. Cada pergunta tem um peso e, ao final, os valores são somados para indicar o potencial de risco da espécie se tornar invasora. Este protocolo tem sido utilizado em diversos países, inclusive no Brasil, onde serviu como base para o desenvolvimento de protocolos para peixes, vertebrados terrestres e plantas pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (Instituto Hórus 2022a).

O IBAMA iniciou, em 2018, o desenvolvimento de protocolos de análise de risco de invasão para espécies com solicitação de importação para o Brasil, como parte da implementação da Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras. Já foram adaptados protocolos para peixes, invertebrados aquáticos, invertebrados terrestres e tetrápodes, a serem implantados nos próximos anos, servindo como base para a normatização do comércio de espécies da fauna silvestre. Atualmente, as listas oficiais que normatizam a importação dessas espécies (IBAMA 1998, IBAMA 2008, MMA/MPA 2012, IBAMA 2018) consideram apenas questões sanitárias, ou de espécies ameaçadas, sem considerar critérios baseados em análises de risco de invasões biológicas. Como a demanda pela importação é crescente, principalmente dos mercados de aquarofilia e de animais de estimação, é necessário e urgente que esses critérios sejam incorporados aos instrumentos legais brasileiros.

5.2.2. Gestão de vias e vetores

A introdução de EEIs está relacionada com atividades humanas que movimentam espécies por meio de vias e vetores. A compreensão e o diagnóstico prévio dos vetores que podem transportar espécimes e propágulos presentes na paisagem e das vias que podem conduzir à introdução intencional ou não intencional são fundamentais para a definição e implantação de medidas preventivas à invasão.

No Brasil, o controle de vias e vetores de introdução de espécies exóticas possui diretrizes estabelecidas em legislações nacionais e internacionais, como as relacionadas ao controle e gerenciamento da água-de-lastro (IMO 2004, Brasil 2005, Brasil 2019), em publicações nacionais e internacionais de caráter recomendatório (Lopes et al 2009, IMO 2011, Latini et al. 2016, ICMBIO 2022) e em planos nacionais de prevenção, controle e monitoramento de EEIs (MMA/IBAMA/ICMBIO 2018, IBAMA 2020, MMA/MPA 2017).

No âmbito do licenciamento ambiental, o “Guia técnico de prevenção de invasão biológica associada a atividades de empreendimentos licenciáveis em Unidades de Conservação Federais” (ICMBio 2022) traz orientações para evitar riscos e impactos associados à invasão biológica nas UCs, decorrentes da instalação e operação

de empreendimentos sujeitos ao licenciamento ambiental. O Guia contém medidas preventivas para ambientes marinho, terrestre ou de águas continentais, priorizando atividades associadas às principais vias de introdução e dispersão de EEIs em UCs federais. Também no âmbito do licenciamento ambiental, o IBAMA exige a apresentação de Projeto de Prevenção e Controle de Espécies Exóticas Invasoras (PPCEX) nos processos do setor de Petróleo e Gás, objetivando ações de prevenção à introdução, detecção precoce e controle de EEIs em substratos artificiais de estruturas, embarcações e instalações de exploração e produção de petróleo e gás, durante e após as operações das atividades licenciadas.

Constitui medida prioritária de prevenção a vistoria e a limpeza de vetores, como plataformas, embarcações, estruturas, veículos, maquinários e instalações, a ser realizada antes da entrada nas áreas ambientalmente sensíveis ou prioritárias.. Investir em protocolos de controle para os vetores é a forma mais eficaz de prevenir a chegada e o estabelecimento de EEIs, principalmente em regiões próximas às áreas invadidas. Nos processos de licenciamento de Petróleo e Gás, para atendimento ao PPCEX, ações de limpeza de plataformas e estruturas relacionadas têm se mostrado viáveis e bem-sucedidas.

Além das atividades licenciáveis, outras que resultam em invasão biológica estão associadas à aquisição ou escolha inadequada de espécies para cultivo, criação e como animais de estimação. Nesses casos, recomenda-se a adoção de um código de conduta voluntário para os setores ligados a plantas ornamentais e animais de estimação, como o apresentado no documento “Modelo para o Desenvolvimento de uma Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras” (Ziller et al. 2007). As estratégias de prevenção incluem medidas para melhorar a percepção pública sobre invasões biológicas, como a divulgação de informações, a adoção de estratégias de controle do comércio de produtos, principalmente de sementes e propágulos via *internet*, e melhorias na interceptação de material biológico enviado em correspondências e serviços de encomendas que chegam ao Brasil. Alguns mecanismos legais devem ser considerados, como aqueles referentes a importações e/ou exportações de produtos e subprodutos da fauna e flora definidos na Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção - Cites (Brasil 2000a) e a importação de vegetais e seus produtos, definidos pelo MAPA, conforme Decreto nº 5.741/2006 (Brasil 2006) que organiza o Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária.

O trânsito de pessoas também pode ser um vetor de entrada de invasores transportados em calçados, roupas e alimentos. No Brasil, são raras as UCs ou os sistemas de produção que apresentam medidas preventivas à introdução de EEIs por essas vias e vetores, sendo o setor de produção avícola uma das exceções, principalmente por causa de viroses.

5.2.3. Detecção precoce e resposta rápida

Complementar às medidas de prevenção a chegada de novas EEIs, a Detecção Precoce e Resposta Rápida (DPRR) visa minimizar o impacto de EEIs de forma

rápida, eficaz e econômica, onde “detecção” é o processo de observar e documentar uma EEI, e “resposta” é o processo de reação à detecção, uma vez que o organismo foi identificado e as opções de resposta foram avaliadas (Reaser et al. 2020).

As ações de DPRR devem ser planejadas para cada etapa do processo, a fim de organizar o fluxo de informações e facilitar a tomada de decisão. O “Guia de orientação para o manejo de EEIs em Unidades de Conservação Federais” (ICMBio 2019b) apresenta um modelo de procedimento básico para a construção de um plano de DPRR.

No âmbito da Estratégia Nacional para EEIs, o Ministério do Meio Ambiente está desenvolvendo o Programa Nacional de Alerta, Detecção Precoce e Resposta Rápida (PNADPRR), cujo objetivo é viabilizar a detecção precoce de EEIs e focos de invasão biológica em estágio inicial, por meio da implementação de protocolos e procedimentos padronizados de resposta rápida para melhorar a eficácia de ações de erradicação, contenção e controle.

As ações de resposta do PNADPRR serão guiadas por um protocolo geral de alerta, detecção precoce e resposta rápida e três protocolos específicos para ambientes terrestres, marinhos e de águas continentais. Os protocolos gerais e específicos apresentam uma estruturação conceitual baseada em etapas, iniciando pela fase de preparo; passando pela emissão de notificações de detecção precoce e de alertas para desencadear ações de resposta rápida; e finalizando com as ações a serem realizadas após o manejo, denominada monitoramento posterior e repasse das ações de controle. O PNADPRR contará com um sistema que, além de receber as notificações sobre a ocorrência de EEIs (sistema de alerta) por meio de aplicativo específico, permitirá o registro de informações complementares sobre todas as etapas do processo de resposta rápida.

5.2.3.1 Vigilância e monitoramento

Dentre as ferramentas essenciais para o estabelecimento de um plano de DPRR eficaz estão o mapeamento de áreas prioritárias e a definição de procedimentos de vigilância e monitoramento capazes de identificar a ocorrência de EEIs recém introduzidas ou que ainda não se dispersaram. A princípio, áreas portuárias, aeroportos e regiões de fronteiras com outros países, estados ou municípios devem ser foco de vigilância permanente.

Áreas ambientalmente sensíveis, com espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção e alta diversidade biológica, também devem ser foco de atenção constante. Para a identificação dessas áreas, a publicação “Áreas e Ações Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira” (Brasil 2018) é uma referência. Merecem destaque as áreas protegidas que compõem o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Brasil 200b), nas esferas municipal, estadual e federal, onde o estabelecimento de programas de monitoramento ambiental contínuos e sistematizados constitui importante ferramenta para DPRR.

No âmbito das UCs federais, o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa Monitora) vem sendo implementado pelo ICMBio desde 2014 (Ribeiro 2018), com 113 UCs federais participantes até 2022, no âmbito de três Subprogramas: Terrestre, Aquático Continental e Marinho Costeiro. Outros programas com atuação sistemática e contínua nas áreas protegidas e em outras áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade são o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), fomentado pelo CNPq (Tabarelli et al. 2013, Bacellar et al. 2020) e o Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) criado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (Rosa et al. 2021). A atuação dos pesquisadores nos diversos sítios aumenta as chances de detecção de EEIs no início da invasão. Não menos importante é a inclusão de um programa de vigilância e monitoramento de EEIs nos planos de manejo de UCs, em tese elaborado e/ou revisado a cada cinco anos (Brasil 2000b).

As tecnologias de monitoramento baseadas na biologia molecular constituem ferramentas alternativas para a detecção precoce de EEIs em ambientes aquáticos. Por exemplo, a Reação em Cadeia da Polimerase (RCP), utilizando “primers” específicos, vem sendo utilizada para monitorar a ocorrência do mexilhão-dourado na Bacia do Rio Iguaçu (Boeger et al. 2007, Pie et al. 2006, 2017).

5.2.3.2 Redes de colaboradores e participação social

Outra ferramenta essencial para DPRR consiste no estabelecimento de Redes de Colaboradores, compostas por público diverso, incluindo pesquisadores, técnicos, representantes de instituições públicas, privadas e do terceiro setor, população residente ou presente no entorno de áreas prioritárias, usuários dos serviços prestados pelas áreas protegidas e o público interessado em geral. A atuação dessa Rede pode acontecer ao longo das diferentes etapas da DPRR (p. ex.: monitoramento, notificação e alerta, identificação da espécie, ações de resposta rápida e monitoramento posterior).

Para o engajamento das pessoas na detecção precoce, a mobilização e a divulgação de informações sobre EEIs são essenciais. Para isso, a divulgação em Redes Sociais de materiais com informações sobre as espécies potencialmente invasoras numa área constitui estratégia importante, podendo alcançar público amplo e diverso. Placas e cartazes educativos podem ser estrategicamente colocados em áreas prioritárias, como em UCs abertas à visitação pública, orientando os visitantes a informar sobre avistagens de EEIs específicas (Fig. 1). Guias de identificação, com fotografias e informações básicas sobre EEIs prioritárias, podem ser distribuídos para moradores e visitantes (Fig. 2).

O uso de sistemas e aplicativos de ciência cidadã também deve ser priorizado para esse fim. Os aplicativos “Invasoras RS” (FEPAM 2022), “Invasoras BR” (Instituto Hórus 2022b) e o Sistema de Informação de Manejo de Fauna (SIMAF 2022) possi-

bilitam que qualquer cidadão registre ocorrências de determinadas EEIs no Brasil. Alguns aplicativos, como o Sistema de Informação em Saúde Silvestre (SISS-GEO 2022), desenvolvido para coletar informações sobre zoonoses, e o iNaturalist (INATURALIST 2022a), direcionado para o registro de espécies em geral, vêm sendo adaptados e utilizados para esse fim. No Brasil, o iNaturalist tem um grupo específico para EEIs (INATURALIST 2022b).

A atuação da Rede de Colaboradores nas ações de resposta rápida exige maior preparo e planejamento. A identificação dos possíveis parceiros e instituições aptos para atuar nessa etapa deve ser feita previamente, para não comprometer a agilidade da resposta. O treinamento de participantes na aplicação de técnicas de remoção de EEIs e protocolos de monitoramento para avaliar o sucesso do controle deve constituir etapa preparatória para a atuação da Rede. Em ICMBio (2019b) são apresentadas técnicas de erradicação e controle utilizados para espécies da flora e fauna invasora, bem como sugestões de protocolos de monitoramento, visando a detecção precoce de EEIs e o acompanhamento do manejo. A Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras (Instituto Horus 2021) também apresenta seção sobre manejo, com métodos indicados para muitas espécies.

O peixe-leão está chegando no Brasil!

O que fazer caso você encontre um peixe-leão durante o mergulho?

Informe o avistamento o mais rápido possível ao ICMBio da sua região através do formulário disponível neste QR code.

Se possível:

- Anote o nome do local
- Anote a profundidade
- Fotografe e filme

Mais uma maneira de informar sobre o avistamento é fazer o contato direto com o ICMBio de acordo com a região em foi encontrada a espécie:

CEPNOR - região norte cepnor.pa@icmbio.gov.br (91) 98418 8581 (91) 98724 9744 (91) 3274 1237	CEPENE - região nordeste cepene.formosa@icmbio.gov.br (81) 3676 1166 ICMBio Noronha (81) 3619 1156	TAMAR - região leste centrotamar@icmbio.gov.br (27) 3222 1417	CEPSUL - região sul cepsul.sc@icmbio.gov.br (47) 3348 6058
---	---	--	---

IDENTIFICANDO A ESPÉCIE

- 18 ESPINHOS VENENOSOS
- TAMANHO MÁXIMO DE 47 CM
- CORPO LISTRADO DE BRANCO E TONS DE VERMELHO LARANJA E MARROM
- RAIOS DA NADADEIRA PEITORAL PROLONGADOS

IMPACTOS DA SUA MULTIPLICAÇÃO

- Predação de espécies nativas e endêmicas
- Diminuição da produção pesqueira
- Redução de espécies importantes para o ambiente recifal
- Risco à saúde humana
- Se alimenta de animais quase do seu tamanho
- Podem colocar 30.000 ovos!
- Consegue comer 20 peixes em meia hora

CUIDADO!

Muita atenção ao tocar no peixe-leão, pois ele apresenta espinhos em suas nadadeiras capazes de inocular veneno que causa dor, náusea e até convulsões.

FOI FURADO POR UM PEIXE-LEÃO?

- Calma! O veneno do peixe-leão não é fatal para pessoas saudáveis
- Procure atendimento médico o mais rápido possível para receber o tratamento adequado
- Se possível, passe água quente no local afetado para dificultar a ação do veneno

Logos: ICMBio, Ministério do Meio Ambiente, PÁTRIA AMADA BRASIL

Figura 5.1 - Material educativo sobre o peixe-leão (ICMBio)



Figura 5.2 - Guia de EEl marinhas da Baía da Ilha Grande (ESEC Tamoios/ICMBio)

5.3. Estratégias de manejo

5.3.1. Priorização

A priorização das ações no manejo das EEl deve considerar os impactos diretos e indiretos esperados dessas espécies nos ecossistemas nativos, a viabilidade e eficácia da técnica utilizada, o apoio das partes interessadas para as intervenções propostas e os custos envolvidos (Stone & Andreu 2017, Courtois et al. 2018, Giakoumi et al. 2019).

É imperativo priorizar ações de manejo que maximizem os efeitos do controle, minimizando os custos, os quais variam de acordo com a espécie invasora, sua velocidade de dispersão e a extensão geográfica da área invadida, além de características do ecossistema invadido e dos métodos usados para o manejo. O orçamento deve incluir todos os recursos financeiros aplicados nas ações de manejo, como salários, viagens e compra ou aluguel de equipamentos e materiais de consumo (Januchowski-Hartley et al. 2011).

Diferentes abordagens podem ser aplicadas na priorização do manejo de invasões, variando de modelos sofisticados que consideram aspectos espaciais, dinâmicos, estocásticos e outros, a regras de decisão simples usando informações mínimas (Moffitt & Osteen 2006). Ambos são aplicáveis na tomada de decisão, a depender das informações disponíveis e do tempo necessário para a coleta e análise de dados.

A priorização, como meio de aprimorar o uso de recursos, faz parte da tomada de decisão em quase todas as fases do processo de invasão (Figura 3). Por exemplo, as **vias de introdução** podem ser priorizadas para prevenir a introdução de EEs (pré-invasão ou pré-fronteira). Após o estabelecimento das EEs (pós-invasão ou pós-fronteira), prioriza-se prevenir a expansão e proteger áreas sensíveis, com foco nas populações menores e/ou restritas a áreas delimitadas. Quando uma **espécie** com impacto comprovado ameaça se dispersar, a priorização é focada na viabilidade de sua erradicação ou contenção.

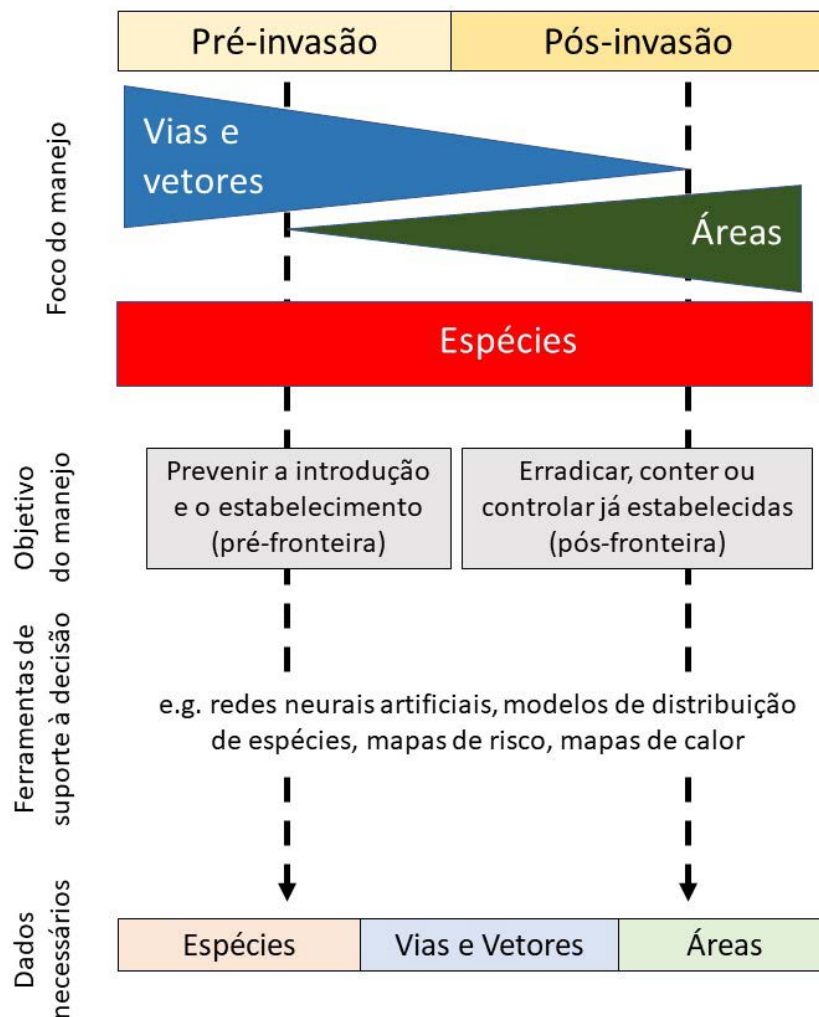


Figura 5.3 - Componentes relacionados à tomada de decisão para a priorização de ações de manejo no controle de invasões biológicas (McGeoch et al. 2016).

5.3.1.1 Priorização de espécies

A priorização do manejo por espécies é idealmente fundamentada no dano por elas causado, objetivando o ranqueamento ou categorização do risco ou de ações aplicáveis ao manejo (McGeoch et al. 2016). Contudo, a avaliação e quantificação dos danos *in loco* muitas vezes representam custos elevados e recursos não disponíveis, ou ainda demandam tempo, o que pode ser incompatível com a urgência na tomada de decisões (Stone & Andreu 2017, Courtois et al. 2018). Nesse contexto, é usual adotar o princípio da precaução, assumindo o impacto potencial de uma EEI com base nas suas características biológicas e no seu histórico de invasão em outros locais (Ziller 2010).

Para apoiar a tomada de decisão quanto à prioridade de manejo de espécies de plantas introduzidas numa determinada região biogeográfica, Durigan et al. (2013) elaboraram uma chave de classificação baseada na biogeografia e atributos ecológicos da população de plantas alvo, cuja aplicação categoriza as espécies de acordo com o potencial de ameaça à biodiversidade nativa e aos serviços ecossistêmicos. As estratégias de manejo consideram tanto o desempenho da espécie invasora quanto a sua importância econômica regional. A chave tem sido utilizada para a categorização de espécies e priorização nos planos de manejo de áreas protegidas estaduais, em São Paulo.

Um método de priorização foi desenvolvido por Ziller e colaboradores (2020), baseado em três critérios: risco de invasão da espécie, estágio de invasão e frequência das espécies para cada ocorrência. O risco de invasão foi o critério de maior dificuldade de aplicação, dada a pouca informação disponível sobre algumas espécies (Instituto Horus 2022b). Com base nesse estudo foi desenvolvido o Sistema de Gerenciamento de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação (SIGEEI 2022), ferramenta que auxilia os gestores na detecção, registro, controle e monitoramento de EEIs e invasões biológicas dentro e ao redor das áreas protegidas.

A priorização de ações de manejo eficientes e de baixo custo tem sido desenvolvida para o controle de EEIs em ambientes terrestres, mas há defasagens para espécies aquáticas (Giakoumi et al. 2019).

5.3.1.2 Priorização de áreas

Quanto menos alterado o ecossistema maior a prioridade de manejo, a fim de reduzir as perdas de biodiversidade. Nesse contexto, são prioritárias para o manejo, em ordem decrescente (Durigan et al. 2013): a) interior de áreas legalmente protegidas (ex. parques, estações ecológicas e reservas biológicas); b) ecossistemas naturais externos às áreas protegidas; c) zonas de amortecimento de áreas protegidas e corredores ecológicos; d) áreas em restauração ecológica.

O domínio do território, seja público ou privado, é fator a ser considerado, pois, embora existam elementos comuns, as abordagens e as ações a serem planejadas podem ser distintas (Ziller 2010). Terras privadas são de acesso restrito e o manejo está vinculado ao interesse do proprietário, exceto aquelas sob proteção legal, como áreas de preservação permanente e reservas legais. Terras públicas são acessíveis e é responsabilidade do Estado viabilizar as ações de prevenção, monitoramento, erradicação e controle.

5.3.1.3 Priorização de vias e vetores

Métodos de priorização baseados em vias e vetores são mais aplicáveis quando a estratégia em si está voltada a bloquear a dispersão de EEIs. O entendimento sobre como se dispersam ou são transportadas é essencial para definir ações, bem como para assegurar a eficácia do manejo e proteger áreas livres de invasão. A eficácia aumenta quando o manejo e as estratégias de prevenção estão associados, ao incluir também a análise de vias e vetores potenciais de dispersão.

Existem duas maneiras em que uma via pode ser priorizada: (1) pelo número de EEIs introduzidas e dispersas e (2) pela gravidade do impacto causado pelas EEIs introduzidas e disseminadas pela via (McGeoch et al. 2016).

Para definir e priorizar as vias e vetores em determinado local é recomendado realizar um breve diagnóstico de espécies exóticas presentes, seguido de análise de vias de introdução e dispersão das invasoras identificadas. Para essa análise pode-se utilizar informações sobre as espécies constantes em banco de dados nacionais e a classificação das vias de introdução mais frequentes, como as propostas na Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (UNEP/CDB/SBSTTA 2014, IUCN 2017), que incluem a soltura, o escape, o transporte clandestino ou involuntário e a instalação de infraestruturas que facilitem a conexão entre áreas invadidas e conservadas (vide item 5.2.2). Ainda, a priorização de vias e vetores deve considerar situações emergenciais para a proteção de espécies ameaçadas de extinção ou ambientes específicos.

No caso de plantas, por exemplo, a maioria das EEIs documentadas no Brasil e confirmadas em UCs está relacionada a atividades de plantio de vegetação para projetos de recuperação de áreas degradadas, horticultura, sistemas agroflorestais e paisagismo, bem como à acessibilidade dessas regiões por caminhos e estradas (Zenni & Ziller 2011, Zenni 2014). Também é importante considerar o volume e a frequência de trânsito de propágulos em cada via; em locais de visitação pública, por exemplo, a probabilidade de chegada de propágulos é menor numa trilha monitorada de baixa frequência do que em trilhas autoguiadas sem restrição.

5.3.2. Erradicação e controle

A erradicação é mais eficaz quando há detecção precoce da EEI, ainda com indivíduos isolados ou populações pequenas (Wittenberg & Cock 2001, Figura. 4). Quando a erradicação não é possível, empregam-se esforços de controle para reduzir o tamanho das populações ou conter a sua expansão a níveis aceitáveis. Como o controle não é a remoção completa dessas populações, esforço constante ou repetido é necessário para manter a população no nível desejado (Barun & Simberloff 2011).

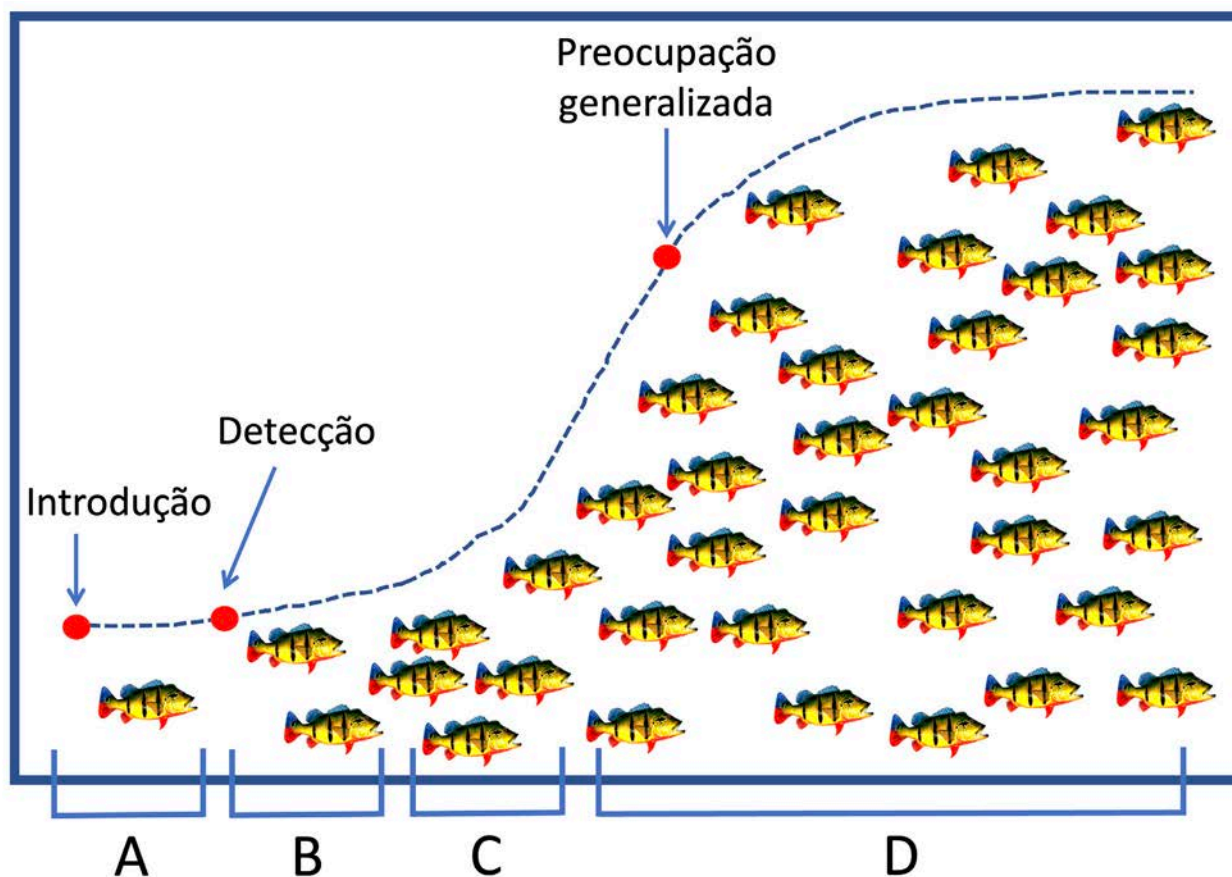


Figura 5.4 - A erradicação de uma espécie é mais simples no início do processo de introdução, mas torna-se impraticável após certo tempo. A: erradicação simples; B: erradicação possível; C: erradicação difícil; D: erradicação impossível (apenas manejo local, porém oneroso). Fonte: Michigan Nature Features Inventory (MLWP 2022)

Os métodos usados na erradicação e controle são usualmente divididos em mecânicos, químicos e biológicos. O controle mecânico emprega manipulações físicas diretas (ex., remoção mecânica manual ou com uso de ferramentas, uso de armadilhas e abate de animais) ou indiretas (ex. sombreamento de organismos ou do habitat) (Pompeu 2017, Pickart 2011, UF/IFAS 2021). O controle químico usa substâncias com efeito biocida, com vários princípios ativos (DiTomaso 2011, Whisson 2011), enquanto o controle biológico emprega outros organismos inimigos, como predadores ou parasitas (Pitcairn 2011). A integração dessas técnicas pode resultar num controle mais eficaz.

Algumas tecnologias inovadoras vêm sendo usadas de forma incipiente no Brasil, como as que empregam técnicas genéticas. Estas incluem a interrupção ou supressão da expressão de determinado gene nos níveis de transcrição ou tradução, geralmente feitas com RNAi, ou o controle genético que força populações a terem indivíduos de único sexo (em geral machos) usando, por exemplo, ferramentas transgênicas (Simberloff 2021).

Uma compilação de alguns métodos de controle e erradicação de EEIs, baseada na experiência brasileira em ecossistemas marinhos, de águas continentais e terrestres, estão sumarizadas na Tabela 1 (Material Suplementar). Exemplos de erradicação ainda são escassos, quando comparados ao controle.

5.3.2.1 Experiências em ecossistemas marinhos

Várias EEIs foram introduzidas na costa brasileira, por meio da bioincrustação, água de lastro, aquariofilia e maricultura (Lopes et al. 2009, Teixeira & Creed 2020). Entretanto, os principais esforços para erradicação e controle têm se concentrado nas espécies de coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*), um dos principais invasores marinhos na costa brasileira. O principal método de manejo é o controle mecânico por remoção manual, utilizando talhadeira e marreta (Creed et al. 2017b), o qual tem se mostrado eficaz no controle da invasão, desde que as ações de manejo sejam sistemáticas e contínuas (Oigman-Pszczol et al. 2017; Crivellaro et al. 2020; Savio et al. 2021). Quanto à erradicação, a efetividade ainda é controversa, com poucos relatos de erradicação pontual que não se mantiveram ao longo do tempo (Gomes et al. 2015, De Paula et al. 2017; Creed et al. 2021).

BOX 5.1 - ERRADICAÇÃO E CONTROLE DO CORAL-SOL EM SUBSTRATO NATURAL

Os registros das EEIs de coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*) em ambientes naturais e artificiais na costa brasileira vêm se ampliando progressivamente desde o fim dos anos 1990. A invasão já ocorre em praticamente toda a costa brasileira (De Paula & Creed 2004, 2005, Creed et al. 2008, Mantelatto et al. 2011, Sampaio et al. 2012, Silva et al. 2014; Miranda et al. 2020; Soares et al. 2020; Creed et al. 2017a) e algumas populações têm sido controladas por meio de remoção manual com talhadeira e marreta, como na baía da Ilha Grande-RJ (Gomes et al. 2015, Creed et al. 2017b, Oigman-Pszczol et al. 2017), na Ilha de Alcatrazes-SP (Savio et al. 2021), e na Ilha do Arvoredo-SC (Crivellaro et al. 2020).

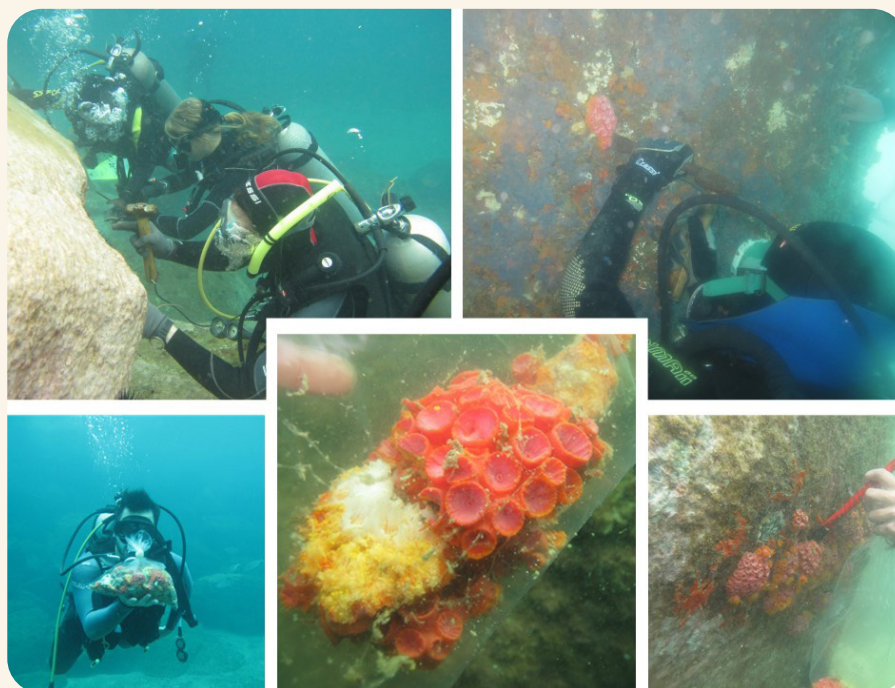


Figura 5.1 - Remoção manual com talhadeira e marreta na Ilha do Arvoredo-SC.

Os resultados indicam que a remoção manual é eficaz no controle da invasão, pois além de reduzir a liberação de larvas, diminui a densidade dos corais invasores e minimiza o impacto sobre as comunidades nativas (De Paula et al. 2017; Creed et al. 2021). No entanto, como os invasores têm altas taxas de reprodução e recrutamento (Glynn et al. 2008, De Paula et al. 2014, Capel et al. 2017, Luz et al. 2020) e alta capacidade de regeneração (Luz et al. 2018), o controle deve ser sistemático e contínuo para obter bons resultados. Alguns estudos sugerem pelo menos duas ações de manejo por ano, em intervalos de no máximo 6 meses (Crivellaro et al. 2020, Savio et al. 2021). Além disso, a remoção individual das colônias deve ser priorizada, pois a remoção de toda a comunidade incrustante levou à diminuição da resistência biótica local e ao aumento do recrutamento do invasor (Creed et al. 2021). Apesar de experimentos *in situ* indicarem não haver aumento significativo na liberação larval durante o processo de remoção, antes de iniciar a remoção, deve-se tocar nos pólipos para que se fechem, diminuindo a possibilidade de abortamento de larvas (Crivellaro et al. 2020, Savio et al. 2021, Creed et al. 2021).

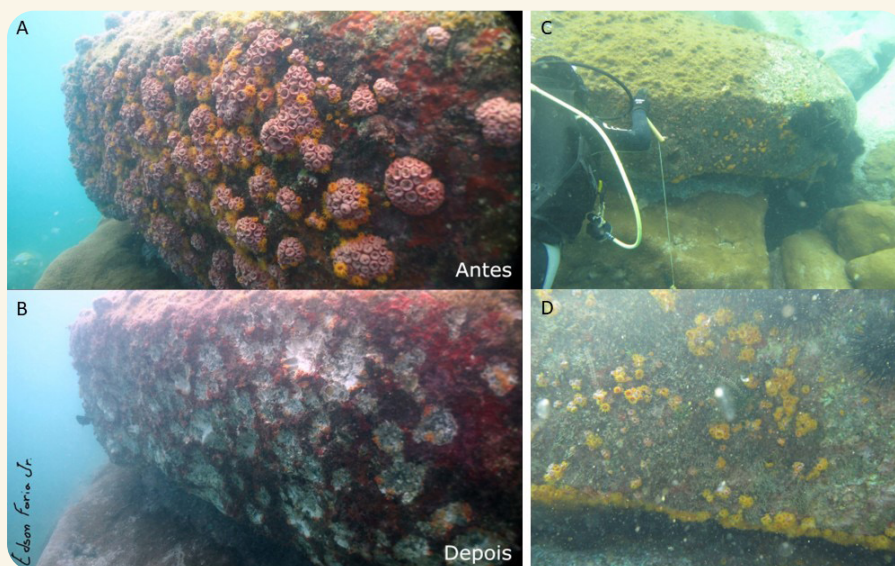


Figura 5.2 - (A e B) Formações rochosas antes e depois da remoção manual na Ilha do Avoredo-SC; (C e D) mesmo local 8 meses depois.

Em relação à erradicação do coral-sol, o primeiro caso de sucesso foi noticiado para a Ilha Pingo d'Água, na baía da Ilha Grande-RJ (Gomes et al. 2015), apesar de atualmente essa ilha apresentar novos focos de invasão (Gomes, com. pess.), devido à recolonização por fontes adjacentes de propágulos. Para a Ilha do Arvoredo-SC, cerca de 10 anos de esforços sistemáticos e contínuos de manejo não foram suficientes para a erradicação em áreas consideradas em estágio inicial de invasão. Além das questões citadas, a ocorrência de colônias adultas, em fendas e grutas inacessíveis, reduziu a eficácia do manejo ao longo do tempo.

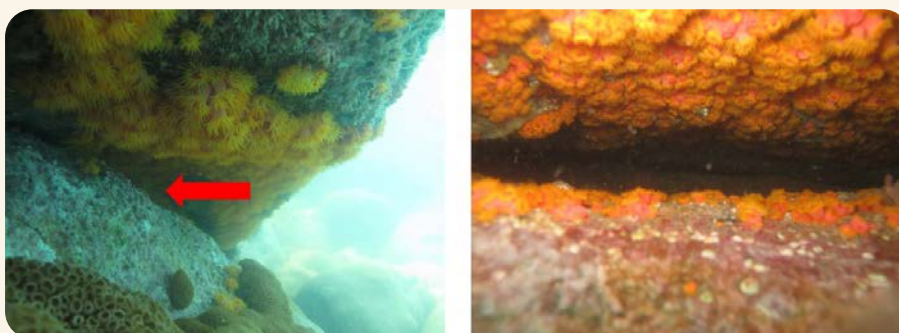


Figura 5.3 - Fenda inacessível ao manejo manual na Ilha do Arvoredo-SC.

Além da erradicação e controle do coral-sol nos ambientes naturais e artificiais já ocupados, é fundamental a erradicação desses invasores em vetores potenciais conhecidos (pilares de plataformas de petróleo e gás, monoboias, navios-sonda, cascos de navios, entre outros). Experiências descrevem a remoção mecânica em cascos de embarcações, plataformas fixas, semissubmersíveis e FPSOs

(*Floating Production Storage Offloading*) por meio de mergulho profissional, com uso de raspadeiras e redes de contenção, seguido de escovas rotativas hidráulicas para garantir que toda a superfície esteja livre de incrustações. Onde a limpeza ocorreu fora d'água, a remoção das incrustações foi feita por meio de hidrojateamento com alta pressão (≥ 1885 psi), com água doce e aquecida (temperatura $\geq 60^\circ\text{C}$). Apesar de ainda escassas, pouco documentadas e restritas aos processos de licenciamento ambiental de petróleo e gás, essas experiências indicam a viabilidade e eficácia do controle mecânico nessas estruturas artificiais.

Em relação a outras EEIs marinhas, um exemplo de sucesso de controle mecânico é o do octocoral *green-star-polyp* (*Clavularia* cf. *viridis*), erradicado dos costões da baía da Ilha Grande (RJ) por remoção manual (Mantelatto et al. 2018, ICMBio 2019b), após detecção precoce e resposta rápida, reforçando a necessidade do monitoramento periódico em áreas prioritárias (Creed et al. 2017a, b; ICMBio 2019b). A remoção manual, no entanto, não se mostrou adequada para o controle do octocoral *xenia-blue* (*Latissimia ningaloensis*)¹, pois as colônias ficam fortemente aderidas ao substrato e soltam fragmentos durante a remoção. Para essa espécie, a raspagem com escovas de aço, concomitantemente ao uso de bombas de sucção, se mostrou eficaz em testes na baía da Ilha Grande. Essa técnica deve ser urgentemente avaliada para a remoção do octocoral *Chromonephthea braziliensis* na região de Cabo Frio, pois a remoção manual também não foi eficaz, devido a sua estratégia reprodutiva assexuada, principalmente por fragmentação (Fleury et al. 2005, Lages et al. 2006).

Um processo mecânico eficaz para eliminar corais e octocorais invasores, bem como outros organismos aquáticos incrustantes, consiste no envelopamento (*wrapping*) em sacos plásticos ou de rafia por, no mínimo, sete dias (Mantelatto et al. 2015, ICMBio 2019b). A morte dos organismos ocorre provavelmente por asfixia, falta de alimento e/ou devido ao desgaste físico com os sacos. Essa técnica, no entanto, é pouco seletiva e afeta espécies nativas.

Outra EEI marinha que tem demandado grandes esforços de controle é o peixe-leão *Pterois volitans*. Seguidos registros no Arquipélago de Fernando de Noronha-PE, nos recifes profundos sob a pluma do rio Amazonas e na costa nordeste do Brasil (Amapá, Pará, Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco), além de Arraial do Cabo-RJ (Luiz et al. 2021, Soares et al. 2022, 2023), confirmam a invasão no Atlântico Sul. A captura do peixe-leão tem sido feita com diferentes petrechos de pesca (armadilhas, redes, currais e marambaias ou arpões). Porém, o controle mecânico com arpão ou redes de mão (puçás) é o mais recomendado, devido à seletividade da captura (Morris-Junior & Whitfield 2009). O uso de puçás é o mais indicado no caso de indivíduos pequenos e em áreas protegidas, com restrição ao uso de arpão. Para evitar acidentes com os espinhos tóxicos do peixe-leão, o controle deve ser realizado por pessoas capacitadas e com o uso de equipamentos adequados (ICMBio 2019b, ICMBIO 2021a).

¹ Originalmente identificado como *Sansibia* sp., foi reexaminado por Benayahu et al. (2022)

Outras EEl's marinhas passíveis de captura com armadilhas e redes de pesca são o camarão-branco-do-Pacífico (*Penaeus vannamei*), camarão-da-Malásia (*Macrobrachium rosenbergii*) e camarão-tigre-gigante (*Penaeus monodon*). Para o siri-bidu (*Charybdis hellerii*), além da captura com armadilhas do tipo jererê e covo, a captura manual com puçás, bicheiros (usados na coleta de lagostas), facas ou qualquer outro instrumento pontiagudo é mais seletiva. O manuseio do siri invasor deve ser feito com luvas para evitar acidentes e deve-se ter segurança na sua identificação, pois é facilmente confundido com o nativo siri-vermelho *Cronius ruber* (ICMBIO 2021b).

Em relação ao controle químico, alguns experimentos com o coral-sol indicam eficácia no uso de água doce (100% de mortalidade, em 120 minutos; Moreira et al. 2014), hipoclorito de sódio (Altvater et al. 2017) e ácido acético/vinagre (100% de mortalidade, em 15 minutos; Creed et al. 2018).

As diferenças físicas entre os sistemas aquáticos e terrestres têm impacto claro no modo como são aplicados os métodos de controle químico, pois devido à difusão, mistura e outros processos, a toxicidade letal de uma substância tende a tornar-se não letal com o tempo, talvez rápido demais para ser eficaz. Assim, Creed et al. (2018) testaram, além da imersão em vinagre, a eficácia da injeção diretamente nas colônias de coral-sol. A letalidade observada dependeu do número e volume de injeções aplicadas em cada colônia.

O uso de vinagre também foi testado para o manejo do ofiuróide-amarelo epizoico *Ophiothela mirabilis*, frequente sobre diferentes hospedeiros (esponjas, cnidários, ascídias, cavalos-marinhos, entre outros) (Mantelatto et al. 2016). O uso de borrifos de vinagre sobre os hospedeiros para soltura dos ofiuróides, seguido do uso de puçá ou de sucção para remoção desses organismos da água, se mostrou eficaz (ICMBio 2019b).

A integração de técnicas de envelopamento associadas à imersão em vinagre/ ácido acético ou outros agentes, como água doce ou hipoclorito de sódio, é considerada promissora e mais efetiva no controle do coral-sol e dos octocorais invasores. No entanto, ainda carecem de testes e parecem ser mais facilmente aplicadas em estruturas com base homogênea e sem reentrâncias, tais como plataformas, monoboias e estruturas artificiais, como píeres e decks (Creed et al. 2018), sendo de difícil implementação em áreas naturais, nos quais o impacto sobre espécies incrustantes nativas deve ser avaliado (ICMBio 2019b).

Tecnologias alternativas têm sido testadas no combate a organismos marinhos incrustantes. Alguns biocidas naturais e sintéticos, assim como nanobiocidas livres e encapsulados, são promissores (Ferreira-Vançato 2021, Ferreira-Vançato et al. 2021). O controle genético (Savio et al. 2021) e o efeito de microrganismos patogênicos (Terra 2016; Zanotti et al. 2021) sobre o coral-sol também vêm sendo avaliados, mas ainda carecem de estudos e avaliações práticas antes da implementação no ambiente natural.

5.3.2.2 Experiências em águas continentais

As EElS de águas continentais (principalmente macrófitas, invertebrados e peixes) são introduzidas por vetores como a aquariofilia, água de lastro e aquicultura, entre outros. Não há registros de erradicação de EElS em ambientes aquáticos continentais, mas o controle tem sido utilizado em algumas situações.

A remoção manual da macrófita asiática hidrila (*Hydrilla verticillata*) de praias do reservatório de Itaipu é um exemplo de controle mecânico, cujo resultado facilita o acesso ao corpo aquático para prática de esportes náuticos (Thomaz, SM com. pess.). O lírio-do-brejo *Hedychium coronarium*, que coloniza solos úmidos e águas rasas, pode ser controlado com arranquio, com eficácia superior ao corte raso (Maciel 2011). Para macrófitas flutuantes ou submersas, o emprego de balsas flutuantes ou equipamentos semelhantes que retiram a biomassa das plantas é promissor (Pickard 2011), embora esses equipamentos sejam usados no Brasil prioritariamente para o controle de espécies nativas (Pompeu 2017). No reservatório da UHE de Americana (SP), equipamento composto por esteira de margem que capta e conduz as plantas até um picador, onde são fragmentadas para o descarte, foi eficaz para controlar macrófitas nativas, mas ineficiente para a remoção da EEl braquiária *Urochloa subquadrifera*² (Bravin et al. 2005). A combinação de pastoreio e sombreamento reduziu populações locais de EElS de gramíneas que invadem brejos, sendo de difícil aplicação em áreas maiores (Bornschein 2013). A combinação de plantio 'a priori' de macrófitas nativas com sombreamento (p. ex., recuperação da vegetação ripária) reduziu o crescimento da braquiária-do-brejo *Urochloa arrecta* (Evangelista et al. 2017), demonstrando potencial para o controle dessa EEl na natureza.

Alguns países, como os EUA e a Austrália, empregam herbicidas (ex. Rodeo) em águas continentais para o controle de EElS. Porém, o controle químico de macrófitas é restrito no Brasil, onde não há herbicidas aquáticos liberados para esse fim. Em UCs, por exemplo, recomenda-se que o controle químico de plantas terrestres seja evitado nas proximidades dos ambientes aquáticos (ICMBio 2019b). Porém, há experimentos com relativo sucesso na supressão da macrófita asiática hidrila com herbicida à base de Diquat (Malaspina et al. 2017).

Como exemplo de integração de técnicas em águas continentais, o controle do lírio-do-brejo foi realizado por meio do corte da parte aérea e aplicação de herbicida à base de Glifosato nos caules cortados e raízes expostas, o que resultou em mortalidade de 80% (Machado et al. 2020). Porém, controle mais eficiente foi obtido com a aspersão foliar de herbicida à base de Triclopir + Fluroxipir, com mortalidade superior a 95% (Dechoum & Ziller 2013).

2 Possivelmente trata-se de *Urochloa arrecta*

Para a fauna de águas continentais há algumas possibilidades de controle mecânico. No caso de peixes, a pesca seletiva do tucunaré-amarelo *Cichla kelberi* (Santos et al. 2019) e a despesca com redes de tilápias *Coptodon rendalli* e *Oreochromis niloticus* (Jati et al. 2020) são exemplos encontrados no Brasil. A retirada das tilápias no período matutino, com redes de arrasto e tarrafas operadas nas margens e no centro do ambiente, reduziu populações invasoras.

Para invertebrados de águas continentais, o controle do mexilhão-dourado em usinas hidrelétricas foi realizado por remoção direta com raspagem e jateamento (IBAMA 2020) e uso de campo eletromagnético e luz ultravioleta (Kowalski & Kowalski 2008; dos Santos et al. 2009). O controle mecânico promove a remoção das conchas aderidas às grades de tomada de água das usinas, que são áreas em contato direto com os reservatórios e relativamente de fácil acesso. Porém, a parada das usinas hidrelétricas para limpeza das grades gera alto custo e a legislação ainda não está adequada para resolver o problema da destinação do grande volume de conchas gerado. O uso de campo eletromagnético e luz ultravioleta funcionam bem em ambiente laboratorial, sendo menos eficientes nas usinas, que possuem água com muito material particulado e passando em grande velocidade nas tubulações. O controle dessa espécie é focado nos sistemas das empresas e ainda não foi empregado no ambiente natural, mas com ajustes nos métodos de radiação ultravioleta podem ser promissores (Delrose et al. 2015).

Substâncias químicas também foram testadas no Brasil para o controle de organismos incrustantes (como o mexilhão-dourado e o hidróide-de-água-doce *Cordylophora caspia*) em tubulações e equipamentos de sistemas industriais que utilizam água doce, como usinas hidrelétricas. O cloro, em várias formas, é a mais utilizada, mas pode gerar problemas ambientais e de saúde humana, como a geração de compostos tóxicos quando interage com a matéria orgânica presente na água. O hidróxido de sódio é utilizado em baixas concentrações para aumentar o pH da água dentro dos sistemas e assim impedir a incrustação. A aplicação de ozônio é promissora e de baixo impacto ambiental, mas pode gerar maior oxidação de tubulações e equipamentos, além de ser um produto perigoso de ser produzido e manipulado. Um biocida biodegradável, a base de taninos, tem sido utilizado por algumas usinas hidrelétricas para controlar a incrustação de EEIs, mas seu custo é elevado (Netto 2011). Algumas tintas anti-incrustantes foram testadas pelo setor elétrico, mas têm vida útil curta e os equipamentos e tubulações são de difícil acesso para pintura (IBAMA 2018).

O controle químico é uma alternativa para EEIs de peixes. A rotenona ($C_{23}H_{22}O_6$), encontrada em espécies de plantas de timbó (gênero *Derris*), é o piscicida mais utilizado no controle químico em rios norte-americanos, sendo absorvido pelas brânquias e resultando em asfixia dos peixes (Baldry 2000). Porém, não há exemplos de aplicação dessa técnica no Brasil. A eficácia da rotenona depende de condições físicas e químicas da água e da resistência dos indivíduos das espécies alvo (Bonneau & Scarnecchia 2014, West et al. 2014). Além disso, o controle químico de peixes é de eficácia duvidosa a longo prazo, sendo necessária a combinação com outras técnicas para resultados eficientes (Sanger & Koehn 1996). Somado a isso, devido à alta toxicidade, o método impacta outras espécies como peixes nativos e invertebrados

(Baldry 2000, West et al. 2014). Assim, o uso desses métodos requer avaliações prévias sobre a viabilidade de recolonização da fauna local, sendo indicada a remoção das espécies nativas para posterior devolução ao ambiente (Britton et al. 2011).

Exemplos de controle genético no Brasil em águas continentais são raros. Foram realizados testes para controle do mexilhão-dourado (Uliano-Silva et al. 2016), mas ainda carecem de estudos e avaliações práticas antes da implementação no ambiente natural.

BOX 5.2 - CONTROLE DA DISPERSÃO DO MEXILHÃO-DOURADO PELOS RIOS BRASILEIROS: UM CASO DE FRACASSO

O mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* foi introduzido na América do Sul pelo Porto de Buenos Aires, provavelmente em água de lastro de navios oriundos da Ásia, no início da década de 1990 (Pastorino et al., 1993). A espécie se dispersou por rios da Argentina e Uruguai, sendo reportada para o Brasil inicialmente no Rio Grande do Sul em 1999 e na Usina Hidrelétrica de Itaipu em 2001 (Mansur et al. 1999, Zanella & Marenza 2002).

Em caráter emergencial, o Ministério do Meio Ambiente instituiu uma Força Tarefa Nacional para o controle do mexilhão-dourado (MMA 2003), com a participação de órgãos governamentais e não governamentais e empresas do setor privado. Após 11 reuniões, foi elaborado um Plano de Ação Emergencial, com propostas de ações de divulgação, capacitação, monitoramento e fiscalização (Belz, 2006), mas a falta de articulação e coordenação impediu a concretização das ações.

Nos dez anos seguintes, a EEI continuou se dispersando e avançando pelas regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste, Centro e Nordeste do Brasil (Oliveira et al., 2015). Após vinte anos de introdução no Brasil, várias políticas governamentais foram propostas para o seu controle, mas sem recursos e sem coordenação, não surtiram efeito e atualmente o mexilhão-dourado está presente em praticamente todas as bacias hidrográficas do país, exceto na bacia amazônica. Na prática, quem realmente investiu recursos em ações de controle foi o setor elétrico, que tem tido grandes prejuízos com a invasão, mas poucos projetos tiveram alguma preocupação ambiental, pois a maioria buscou resolver apenas impactos econômicos. Passados 30 anos desde a chegada da espécie na América do Sul, com muitos impactos econômicos, sociais e ambientais e sem nenhuma resposta efetiva ao problema, este é um caso de fracasso no controle de uma EEI no Brasil.



Figura 5.4 - Mexilhão-dourado em gaiolas de criação de tilápias no reservatório de Rosana (rio Paranapanema, SP/PR)

5.3.2.3 Experiências em ecossistemas terrestres

Plantas

O controle de plantas em ecossistemas terrestres é aquele com maior número de técnicas aplicadas ao maior número de EEIs (Tabela 1). Entre os métodos mecânicos, para árvores, palmeiras e arbustos emprega-se o arranquio de plântulas com o sistema radicular, corte e anelamento de adultos (Moura 2011, Lazzaro et al. 2019) e queima de acículas e plântulas (Durigan et al. 2020). Para trepadeiras, recomenda-se corte raso, fogo e arranquio das cepas (Cruz 2014). Já as ervas podem ser capinadas, arrancadas e/ou sombreadas quando presentes no sistema em pequenas populações ou indivíduos isolados, ou ainda queimadas (Castillioni 2015, Assis et al. 2021, Gorgone-Barbosa 2016, Damasceno & Fidelis 2020). Esses procedimentos devem ser repetidos caso as plantas rebrotem.

A combinação corte raso seguido de queima dos ramos, anelamento, corte raso + fogo, corte raso + arranquio das plantas revelaram-se métodos eficientes no controle de plantas invasoras, embora este último seja oneroso. O anelamento na base do tronco pode ser utilizado em árvores isoladas em meio à vegetação nativa, desde que em áreas restritas ao público, pelo risco de queda após a morte da árvore (ICMBio 2019b). Embora o pastoreio seja um dos vetores mais frequentes de introdução de gramíneas invasoras em ecossistemas campestres, este também pode ser uma ferramenta para controle das mesmas gramíneas invasoras, por reduzir a biomassa de capim e facilitar o controle mecânico ou químico (Durigan & Ramos 2013, Baggio et al. 2021). Porém, em níveis muito intensos, o pastoreio piora a qualidade do habitat e pode favorecer a instalação de outras invasoras.

Os métodos químicos usados para controlar EEIs de plantas terrestres empregam principalmente herbicidas de aspersão foliar (ex. Glifosato) no controle de arbustos e ervas. Para bambus e taquaras, realiza-se o corte e aplicação do herbicida no toco ou nas folhas após a rebrota (a depender do princípio ativo). A injeção de herbicida pode ser realizada no estipe de palmeiras (ICMBio 2019b, Lazzaro et al. 2019), enquanto para árvores efetua-se o corte na base do tronco seguida da aplicação sobre o toco. Dechoum & Ziller (2013) usaram várias estratégias para controlar espécies arbóreas, incluindo métodos de corte do tronco, cortes intercalados e anelamento associados à aplicação e aspersão basal de herbicida. Para espécies herbáceas, as autoras recomendam aspersão de herbicida, corte da parte aérea seguido de aplicação e injeção de herbicida. Quando as áreas invadidas estiverem em locais mais frágeis, o herbicida pode ser aplicado com vassoura química (Perez 2008). Quando as invasoras são mais altas do que a matriz da vegetação nativa, como no capim-annoni (*Eragrostis plana*), usa-se vassoura química acoplada a um trator, que pode ser um método efetivo para grandes áreas.

Diferentes combinações de métodos mecânicos e químicos são usados para o controle de graminóides terrestres. A integração de técnicas emprega roçada e herbicidas (Castillioni 2015; Assis et al. 2021); fogo, arranquio e herbicidas (Martins et al. 2004, Castillioni 2015, Damasceno & Fidelis (2020) e; roçada, arranquio e herbicida (Horowitz et al. 2013; Mantoani et al. 2016). Para árvores, há relatos sobre o uso de anelamento seguido de aplicação de óleos lubrificantes na superfície anelada (Gonçalves 2011, Gonçalves

et al. 2015) e corte do tronco ou anelamento seguido de aplicação de herbicida (Junior et al. 2018). No Cerrado, adota-se a queima prescrita para a redução da biomassa de gramíneas africanas, com aplicação de herbicida somente nas touceiras dos espécimes invasores que rebrotem após a passagem do fogo (Assis et al. 2021). Além do controle de gramíneas, a queima prescrita também é recomendada para o controle da invasão por pínus *Pinus* spp. em ecossistemas campestres (Durigan et al. 2020).

A capina elétrica constitui técnica inovadora e promissora no controle de gramíneas invasoras em ambientes naturais, pois tem sido utilizada por alguns produtores orgânicos para o controle de plantas daninhas como alternativa ao uso de herbicidas em sistemas agrícolas. Aplicam-se choques elétricos nas plantas indesejadas que eliminam seu sistema aéreo e radicular (Medauar et al. 2018, Zasso 2022).

BOX 5.3 - CONTROLE DE PÍNUS EM ÁREA DE BUTIAZAL NO SUL DO BRASIL

Os butiazais, ecossistemas com elevada abundância da palmeira butiá (*Butia catarinensis*, *B. exilata*, *B. eriospatha*, *B. lallemantii*, *B. odorata*, *B. paraguayensis*, *B. witeckii* e *B. yatay*), são exclusivos da América do Sul se distribuindo por extensas áreas no Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai.

O declínio acelerado de butiazais tem sido associado à crescente conversão de áreas naturais em áreas urbanas, monoculturas e pastagens. No entanto, butiazais remanescentes também são afetados por invasões biológicas, geralmente ligadas às atividades humanas silviculturais, como o plantio de pínus *Pinus* spp. (Sosinski Júnior et al. 2019, 2020).

Um caso de manejo e controle eficientes de pínus em butiazal foi relatado em Tapes-RS (Figura 1). Em 2016, foram encontrados pinus de diferentes tamanhos e estágios ontogenéticos invadindo áreas de butiazal nas proximidades dos monocultivos destes pinheiros. O rápido crescimento dos pínus contribuiu para o sombreamento e estiolamento (desenvolvimento anormal causado pela insuficiência de luz) do butiá, além de comprometer a ciclagem de nutrientes e a disponibilidade hídrica no solo (SEMA/RS 2013).

Em 2017 foi feito o manejo, com corte e remoção dos pínus localizados no perímetro de 1.000 metros dos butiazais invadidos. Pínus de maior porte, próximos a butiazeiros centenários ou imersos na vegetação nativa, foram anelados. Em 2019, foi observado o início da recuperação da cobertura vegetal nativa, mas novos indivíduos de pínus também foram registrados, demonstrando a necessidade de repasse bianual para o controle desses recrutas e continuidade do monitoramento anualmente.



Figura 5.5 - Invasão biológica por pínus em áreas de Butiazal em Tapes-RS. (A) Palmeira *Butia odorata*. (B) Área de Butiazal invadida por *Pinus* sp.

Animais

Para vertebrados terrestres invasores, os métodos mecânicos de controle mais empregados incluem o uso de armadilhas do tipo *live-trap* (as quais permitem a retirada dos animais de uma determinada área sem abate), armadilhas letais (*kill-trap*) e abate com projétil balístico. O uso de armadilhas é adequado ao controle de vertebrados terrestres ou arborícolas (como carnívoros, primatas, outros predadores onívoros, lacertídeos) e alguns grupos de invertebrados. Para espécies de baixa capacidade de locomoção e fácil detecção no ambiente, como o caracol-gigante-africano *Lissachatina fulica*, recomenda-se a coleta de exemplares seguida de abate (Colley 2009, Zenni & Ziller 2009, Almeida 2013, Piovezan et al. 2018). Como esse caramujo é vetor de doenças, a manipulação deve ser cuidadosa (usando luvas) e os animais abatidos descartados corretamente (ex. em sacos plásticos para o lixo, incinerados ou enterrados longe de cisternas ou nascentes).

Para vertebrados, o abate deve ser realizado de forma humanitária (ver procedimentos em CONCEA 2022 e CFMV 2022). O manejo de javali *Sus scrofa* no Brasil, com o abate dos animais por armas de fogo, é possivelmente o maior programa de controle de uma EEI em andamento, fundamentado numa rede de cidadãos cadastrados como manejadores.

BOX 5.4 - CONTROLE DE JAVALI NO BRASIL

O controle de fauna invasora de maior abrangência geográfica no Brasil foi implantado na última década, para as populações asselvajadas de javali. O manejo é realizado por cidadãos por meio da caça (abate com armas de fogo e projéteis balísticos, flechas lançadas por arcos ou balestras e uso de lâminas curtas).

O sistema de manejo está fundamentado em normas governamentais que, a partir de 2013, autorizaram o abate da espécie, decretando a nocividade do javali e seus híbridos. O cadastro de manejadores é realizado via Sistema Integrado de Manejo de Fauna (SIMAF), plataforma eletrônica governamental que gerencia os registros dos manejadores, a ocorrência e distribuição geográfica dos animais e o número de abates. Mais de 90 mil emissões de autorização de controle para javalis foram emitidas entre janeiro e agosto de 2021 e mais de 333 mil indivíduos foram abatidos entre abril de 2019 a agosto de 2021 (SIMAF 2022).

O manejo fundamentado na caça, no entanto, desperta debates de ordem ética e ideológica, apesar do custo-benefício positivo em programas de manejo de fauna.

Não existem avaliações comparativas do esforço amostral e dos resultados obtidos quando se considera o abate com uso de técnicas de caça, em relação ao uso de armadilhas. Porém, a rápida expansão das populações asselvajadas de javali no território nacional, assim como os dados do próprio SIMAF, demonstram que o controle feito quase que exclusivamente por manejadores independentes não têm sido efetivo para controlar a expansão da espécie.

CONTROLE DE JAVALI NO BRASIL

Outrossim, modelos de maior sucesso em outros países sugerem que ações em escala regional, coordenadas por agências governamentais ou pela sociedade civil organizada, em combinação com técnicas de captura que permitam que grupos inteiros sejam retirados do ambiente, são mais efetivas para o controle da espécie (Engeman et al. 2004, Bodenchuk 2014, Torres-Blas et al 2020, Gaskamp et al. 2021)



Figura 5.6 - Gaiolas utilizadas para o controle de javalis na Flona de São Francisco de Paula/RS (Acervo Flona São Francisco de Paula/ICMBio - Edenice B. A. Souza)

O uso de projéteis balísticos para abate de EEIs por meio de helicópteros foi empregado pela Marinha do Brasil na Ilha da Trindade, para erradicar uma população feral de cabra *Capra hircus* (Silva e Alves, 2011). Apesar da elevada relação custo/benefício, as características ambientais e os aspectos de logística foram fundamentais para escolha deste método. Cabe ressaltar que a efetividade de qualquer sistema de controle por armadilhas ou abate com projétil balístico depende da relação entre esforço empreendido e sucesso de captura, que é crucial para escolha do equipamento adequado para cada situação, o que requer um estudo piloto para que essa relação esforço/captura/abate seja esclarecida. Deve-se considerar que o abate (seja direto ou após captura em armadilhas) de qualquer EEI é tema sensível, pois mesmo sendo de melhor custo-benefício, pode não ser aceito pela comunidade envolvida. Por exemplo, no Plano de Ação para o Controle Populacional de Gatos (*Felis catus*) em Fernando de Noronha (ICMBio 2018), as estratégias de manejo se fundamentam em castrações e não no abate, apesar do custo-benefício desta ser menos efetiva (Dias et al. 2017, Fonseca et al. 2021, Gunther et. 2022).

Métodos de controle químico letais para vertebrados terrestres são amplamente utilizados na Austrália e Nova Zelândia. No Brasil, a eliminação do rato-comum *Rattus rattus* com rodenticidas em ambientes insulares é um dos poucos exemplos

de erradicação de EEl em ecossistemas terrestres. Um projeto piloto desenvolvido no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (ver Box 5) demonstrou a eficácia e aplicabilidade do uso controlado de rodenticidas, assim como a possibilidade de adaptação e consolidação de métodos de monitoramento de espécies nativas e controle de roedores exóticos em ambientes insulares, servindo de modelo para outras UCs, como o Parque Nacional Marinho de Abrolhos.

BOX 5.5 - ERRADICAÇÃO DE ROEDORES EM ILHAS OCEÂNICAS: O CASO DOS PARQUES NACIONAIS MARINHOS DE FERNANDO DE NORONHA E ABROLHOS

O Projeto: “Desenvolvimento e Aplicação de Métodos de Controle/Erradicação de Roedores Introduzidos na Ilha do Meio - Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha” (parceria ICMBio, WWF-Brasil e Instituto Triade) foi pioneiro na erradicação do rato-comum *Rattus rattus* em UCs Marinhas no Brasil. O manejo ocorreu entre 2017 e 2018, em cerca de 16 hectares, na Ilha do Meio. Estudos prévios indicaram 322 a 590 indivíduos de ratos-pretos por hectare, uma das maiores densidades da EEl já observada em ilhas. Conhecer o tamanho, densidade e área de vida dos roedores é necessário para estimar a quantidade de rodenticida necessária e a distância entre os pontos de fornecimento das iscas.

Usou-se o rodenticida Brodifacoum do tipo iscas peletizadas e blocos de parafina. As iscas foram distribuídas em estações fixas, permitindo que o rodenticida pudesse ser totalmente removido da ilha caso necessário, cautela fundamental em uma UC. Foram utilizadas 360 estações de iscas, contendo até 250 g de pellets cada, distantes 20m entre si. A erradicação foi concluída após cinco aplicações consecutivas com intervalos entre 45 e 90 dias. Contudo, programas de erradicação de roedores tendem a ser mais eficientes quando não há intervalo entre aplicações, mantendo uma disponibilidade constante de iscas.

O status de erradicação da população é constatado pela ausência de consumo de iscas ou blocos rodenticidas pelos roedores e pela ausência de capturas em armadilhas. Qualquer processo de erradicação em ambientes insulares deve ser sucedido por um programa de monitoramento de longo prazo, considerando a implantação de protocolos de biossegurança, detecção, monitoramento e controle, para evitar o regresso de roedores.

Previamente e durante etapas de aplicação do rodenticida, a abundância das espécies nativas foi monitorada, não sendo observados impactos negativos na biota local.



Figura 5.7 - Captura de rato-comum no PAR-NAM Abrolhos. [Acervo PARNAM Abrolhos/ICMBio - Lucas Cabral]

Três meses após a supressão dos ratos, as populações nativas de cocuruta (*Elaenia ridleyana*) e atobá-pardo (*Sula leucogaster*) mostraram respostas positivas em número de indivíduos em atividade de reprodução, possivelmente em resposta à ausência de ratos na ilha.

O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos também sofria com a presença de roedores invasores, sobretudo o rato-comum, que se proliferava nas cinco ilhas do arquipélago. Dados sobre densidade e área de vida dos roedores proporcionaram a elaboração do “Projeto de Erradicação de Roedores Exóticos Invasores no PARNAM Abrolhos”, conforme as normativas vigentes (ICMBio 2019a, b) e com base na experiência de Fernando de Noronha.

O processo de erradicação, com aplicação de rodenticida nas cinco ilhas do arquipélago, ocorreu entre setembro de 2021 e maio de 2022, com instalação de mais de 1.500 estações contendo rodenticida. O uso de armadilhas convencionais, dispositivos de mordedura e armadilhas fotográficas indicou que, até o momento, não há registro da presença de roedores em nenhuma das ilhas.



Figura 5.8 - Manejo do rato-comum no PARNAM Abrolhos com uso de rodenticida (Acervo PARNAM Abrolhos/ ICMBio - Lucas Cabral)

O controle químico pode ser empregado para invertebrados terrestres. Um exemplo é o uso de moluscicida para controlar o caracol-gigante-africano. Porém, essa técnica tem se mostrado pouco eficiente e potencialmente prejudicial para espécies nativas de moluscos (Colley 2009). O controle químico pode também envolver outras substâncias não biocidas, como concentrado de ação hormonal, promovendo comprometimento reprodutivo das espécies alvo. O controle hormonal de invertebrados é amplamente empregado no controle de pragas na agricultura (da Silva et al. 2020) e pode ser uma estratégia viável no controle de EEIs. Por exemplo, o uso do piriproxifeno (Pyr), substância análoga ao hormônio juvenil do mosquito-da-dengue *Aedes aegypti*, apresentou elevado potencial no controle dessa espécie (Pessoa 2018). Essa substância interfere no processo de metamorfose dos insetos, afetando negativamente o desenvolvimento dos indivíduos.

O mosquito-da-dengue também tem sido combatido no Brasil por meio do controle genético. No entanto, o uso de organismos transgênicos (empregado nesse caso) carece de consenso entre cientistas e de maior informação e envolvimento das comunidades locais onde esses animais são liberados (Carvalho et al. 2015, de Campos et al. 2017, Resnik 2019). O relativo sucesso dessas tecnologias em invertebrados levantou a possibilidade do uso para erradicação de mamíferos invasores, sobretudo, devido ao recente advento da tecnologia de edição de genes CRISPR/Cas9, a qual teria potencial de gerar unidades genéticas sintéticas que poderiam ser adaptadas para uso em qualquer espécie com reprodução sexuada. Essa possibilidade foi proposta como uma “bala de prata” no controle de roedores, introduzindo genes que levariam a uma geração F3 onde todos os indivíduos teriam o mesmo sexo, resultando na extinção local da espécie. Apesar de seu potencial, essa tecnologia ainda não foi aplicada à vertebrados, exceto em alguns experimentos de laboratório (Teem et al. 2020).

5.3.3. Restauração e Manejo Adaptativo

A restauração de ecossistemas é uma necessidade global e diversos compromissos e programas de incentivo têm sido estabelecidos mundialmente, como a Década das Nações Unidas de Restauração de Ecossistemas (2020-2030), as Contribuições Nacionalmente Determinadas (CND) de cada país signatário do Acordo Climático de Paris, e a Declaração de Nova York sobre Florestas. Para atingir parte das metas propostas, será necessário melhorar o controle de plantas invasoras, consideradas como o principal impedimento para a restauração (D’Antonio & Meyerson 2002, Weidlich et al. 2020), por degradar e alterar o curso da restauração, resultando em mudanças irreversíveis nos ecossistemas (Norton 2009).

O manejo adaptativo consiste em “aprender fazendo”, ou seja, envolve a prática e o aprendizado, uma vez que as estratégias e atividades de manejo podem sofrer alterações de acordo com o aprendizado ao longo do tempo (Walters & Holling 1990). Considera que o planejamento e a organização das ações de manejo devem ser flexíveis, pois há incertezas sobre como o ecossistema responderá às práticas utilizadas (Zalba & Ziller 2007, Williams & Brown 2016).

Na restauração ecológica, o manejo adaptativo compreende intervenções deliberadas no ecossistema durante sua trajetória, visando superar filtros ou barreiras que dificultem sua evolução rumo ao estado desejado (Aronson et al. 2011). O manejo adaptativo prescinde do monitoramento (antes, durante e depois das intervenções), com indicadores que permitam melhor diagnóstico de implementação e eficácia das ações planejadas, apontando a necessidade ou não de ajuste nos métodos e técnicas para prover o processo da sucessão ecológica até que o ecossistema atinja a condição não degradada (Durigan & Ramos 2013, Williams & Brown 2016).

Nesse contexto, a restauração deve ser pensada a médio e longo prazo, com intervenções que considerem não apenas o controle das populações invasoras, mas também a mitigação dos impactos por elas causados (Zenni 2010, Garcia-Diaz et al. 2021). No âmbito do manejo adaptativo, os indicadores de monitoramento não devem se restringir às EEIs, mas também incluir as populações nativas ou outros indicadores biofísicos pertinentes, a fim de avaliar os impactos negativos que eventuais ações de manejo possam ter sobre a biodiversidade e os ecossistemas naturais (Ziller 2007, Zalba & Ziller 2007).

Apesar disso, iniciativas brasileiras de restauração tendem a lidar com a questão das EEIs focando apenas no problema da área degradada objeto da ação, e muitas vezes os investimentos não acontecem no tempo necessário para de fato controlar as invasoras, resultando em reinvasão (Brancaion et al. 2019). Idealmente é necessário reduzir a chegada de propágulos das áreas vizinhas, controlar as invasoras e monitorar a área restaurada, realizando repasses de controle até a erradicação (Dechoum & Ziller 2013). Esforços para controlar ou erradicar localmente uma determinada espécie nem sempre incluem a preocupação com o processo de regeneração natural, e se este será suficiente para restabelecer a vegetação, a flora e a fauna nativas, o que poderia ajudar a evitar a reinvasão (Schuster et al. 2018).

Contrariamente à conservação da biodiversidade, há iniciativas de restauração da vegetação que utilizam EEIs, como leucena *Leucaena leucocephala*, girassol-mexicano *Tithonia diversifolia* e braquiária *Urochloa* spp., como forma de acelerar o processo de estabelecimento da cobertura do solo ou formação do dossel (Espíndola et al. 2005, Miccolis et al. 2016). O uso de plantas invasoras com fins de restauração representa um risco para o sucesso da própria área em restauração, pois algumas são alelopáticas e inibem a germinação de espécies nativas (Lorenzo & González 2010), além de contribuir para a disseminação dessas invasoras na paisagem.

O planejamento eficaz do manejo adaptativo para controle de EEIs e restauração ecológica deve considerar: i) mapeamento da presença das espécies invasoras e sua distribuição; ii) o tempo de invasão no local; iii) conhecimento sobre os impactos gerados, se disponíveis; iv) quais tipos de intervenções são factíveis (ponto de vista ecológico, econômico e social); v) quais as consequências negativas de tais ações; e vi) balanço dos custos e benefícios das intervenções e consequências (García-Díaz et al. 2021).

Um dos exemplos de manejo adaptativo para o controle de gramíneas invasoras e restauração vem sendo implantado desde 2012 no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, onde experimentos têm sido desenhados para avaliar as técnicas de manejo, retroalimentando a implementação de novas ações e experimentos e continuamente melhorando as técnicas empregadas (Sampaio et al. 2019).

O manejo adaptativo foi ainda explicitamente recomendado para o controle de teiú *Salvator merianae* em Fernando de Noronha, dadas as incertezas no controle desta espécie (Abrahão 2019, Abrahão et al. 2019), e tem sido recomendado de forma geral para todos os tipos de manejo em áreas naturais com fins de conservação (Schreiber et al. 2004).

5.3.4. Engajamento público

Estratégias identificadas como possíveis e prioritárias para o manejo de EEIs podem ser ineficazes se a opinião pública for contrária às ações de controle. O engajamento da sociedade no manejo de EEIs tem sido verificado na prática e pontuado em estudos científicos (Gallo & Waitt 2011, Bryce et al. 2011, Miralles et al. 2016, van Wilgen & Wannenburg 2016, Dechoum et al. 2019) e políticas públicas (ex. Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras) como um diferencial para garantir o sucesso das ações de conservação da biodiversidade. O voluntariado tem sido importante no engajamento da sociedade, contribuindo para o manejo de EEIs, desde a detecção às ações de controle (Pagès et al. 2018).

O engajamento público inicia com a disseminação de conhecimento e a sensibilização para o problema. Uma vez engajadas, as pessoas podem contribuir reduzindo a dispersão simplesmente pela escolha de não usar as EEIs e podem ajudar no levantamento de informações pela ciência cidadã, atuando na detecção precoce e no controle das invasoras. Além de compor a força de trabalho, o conhecimento prático pode contribuir para o desenvolvimento de técnicas de controle (Filippo & Ribeiro 2014).

O monitoramento participativo, incluindo o conceito de “ciência cidadã”, foi abordado em Machado et al. (2021) que sugerem um programa modelo para a detecção contínua de EEIs marinhas (no caso o coral-sol) por mergulhadores. Quesitos importantes para a execução são a conscientização por meio de um documento-síntese e o registro das ocorrências da EEI em questão. A credibilidade das informações deve ser verificada para que os novos registros sejam validados.

Há ainda espécies que, de forma ainda mais contundente, dependem do engajamento da sociedade para que as ações de manejo sejam efetivas (Boaventura et al. 2005, Sordi & Lewgoy 2017, da Rosa et al. 2018). Como exemplo, as populações de javali e do caracol-gigante-africano são muito numerosas e estão distribuídas em vasta extensão do território nacional. Para estas invasoras, o engajamento comunitário pode contribuir para os programas de manejo.

O engajamento da sociedade ainda possui várias barreiras a serem vencidas, como o desconhecimento da população sobre o impacto das invasoras. Apesar disso, os exemplos demonstram modelos viáveis de serem replicados, permitindo que a prevenção e o controle atinjam a escala e a eficácia necessárias.

BOX 5.6 - ENGAJAMENTO PÚBLICO NO MANEJO DE EEIS: CASOS DE SUCESSO

Apesar da maior frequência de novas iniciativas de engajamento da sociedade brasileira no controle de EEIs nos últimos anos, estas ainda estão aquém da necessidade. Dentre as experiências mais duradouras e de maior êxito está o controle de pinus *Pinus sp.* na restinga protegida pelo Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, em Florianópolis - SC (Dechoum et al. 2019). Desde 2010, mutirões de trabalho voluntário para o controle dos pinus vêm sendo realizados continuamente pelo Instituto Hórus em parceria com a Universidade Federal de Santa Catarina. Até 2018, foram eliminadas quase 400 mil árvores invasoras com a participação de mais de 1.000 voluntários. Esta iniciativa foi centrada na restauração da estrutura e funcionamento do ecossistema, na conservação da biodiversidade e da paisagem local, o que motivou mais os voluntários do que apenas o corte de árvores invasoras. Ao longo dos anos, reduziu o impacto da invasão (Mesacasa et al. 2022) e resultou em economia de recursos para a Fundação de Meio Ambiente do Município de Florianópolis, gestora da área (Dechoum et al. 2019).



Figura 5.9 - Voluntários trabalhando no controle de pinus no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Acervo Instituto Hórus)

Outro exemplo semelhante foi o projeto Cipó Vivo, que aconteceu de 2006 a 2010, no Parque Nacional da Serra do Cipó. Ações de sensibilização, educação ambiental e mobilização comunitária por meio de mutirões foram realizadas para controle de braquiária *Urochloa eminii* (Filippo & Ribeiro 2014). Com a participação da população nos mutirões e no desenvolvimento de técnicas mais eficazes de controle da gramínea invasora, houve uma importante mudança de percepção da comunidade para o problema das EEIs, inicialmente considerado muito grande e sem solução.



Figura 5.10 - Catadores de coral-sol na baía da Ilha Grande (Acervo Projeto Coral-Sol).

Para o ambiente marinho, o Projeto Coral-Sol na baía da Ilha Grande, Angra dos Reis - RJ, é considerado referência. Por meio de ações de educação ambiental, capacitação para atuar no manejo do coral-sol e geração de postos de emprego (Meireles et al. 2015, Creed et al. 2017b), o projeto gerou o empoderamento dos atores sociais locais e o engajamento da sociedade no manejo.

5.4. Desafios, lacunas e incertezas

A falta de conhecimento do público sobre os impactos das EEIs sobre as espécies nativas e para a sociedade (Lockwood et al. 2007), aliado ao apelo popular de algumas espécies (por questões afetivas, econômicas ou estéticas), constitui um dos principais desafios à gestão das invasões biológicas. O controle de EEIs consideradas carismáticas ou de estimação, como gatos, cachorros e primatas, pode causar forte oposição popular, ainda que os impactos causados sejam evidentes, como os gatos que predam espécies ameaçadas de extinção e endêmicas do arquipélago de Fernando de Noronha (Lockwood et al. 2019). No caso de plantas invasoras, muitas são introduzidas devido às características estéticas e ou alimentícias desejáveis, desconsiderando ou desconhecendo o alto risco de escape e dispersão e a ameaça de invasão biológica associada. Ações de controle podem causar comoção e extensas discussões, como o controle da jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) que invade a Mata Atlântica (Abreu & Rodrigues 2010).

Infelizmente, o desconhecimento do público leigo sobre o perigo que as EEIs têm promovido constantes introduções nos diversos ambientes. Exemplos claros podem ser encontrados entre os aficionados por pesca esportiva e aquarofilia (Vitule 2009, Vitule et al. 2009, 2019), na crescente demanda por animais de estimação exóticos silvestres, como cobras, roedores, anfíbios e pássaros, e na utilização de EEIs em projetos paisagísticos e arborização urbana. Assim, as estratégias de manejo devem incluir medidas de educação e comunicação, visando obter redução da soltura e abandono de animais e apoio às ações de controle. No controle de EEIs utilizadas na arborização urbana, recomenda-se priorizar a substituição por espécies nativas regionais, o qual deve ser planejado e realizado em etapas, a fim de minimizar o impacto à fauna (Prevedello et al. 2018, Arroyo-Rodriguez et al. 2020), e associado a atividades de envolvimento e esclarecimento ao público usuário sobre a sua necessidade, como ocorreu no Parque Trianon na cidade de São Paulo (Cardim 2017).

Outro desafio é gerenciar a produção de EEIs com fins econômicos para minimizar os riscos à biodiversidade, considerando-se que o cultivo de EEIs não é recomendado próximo de ecossistemas naturais propícios à invasão. Para espécies vegetais, medidas paliativas incluem barreiras formadas por arbóreas não invasoras de interesse econômico, em função similar a dos quebra-ventos, mas cuja eficácia precisa ser testada. Incentivos para ampliar o conhecimento sobre técnicas de propagação e cultivo de plantas nativas ou exóticas não invasoras, que possam vir a substituir as EEIs, são desejáveis.

Da mesma forma, a falta de conhecimento e preparo de órgãos ambientais em todas as instâncias são um desafio para a gestão de EEIs, em nível ainda maior e mais urgente. A queima prescrita, utilizada no controle de gramíneas invasoras e de pinus em ecossistemas campestres (ver seção 5.3.2.3), por exemplo, apresenta

procedimentos diferenciados na emissão de autorizações nas diferentes esferas de governo (federal, estadual ou municipal). A necessidade de desburocratização, padronização e clareza dos processos de autorização de manejo de EEIs junto aos órgãos ambientais é premente, de forma a dar segurança jurídica e agilidade a quem for realizar as ações de controle necessárias.

A falta de normatização também é um problema no controle pré-fronteira de invasões biológicas por bioincrustação em ambientes marinhos. Diretrizes de caráter recomendatório foram estabelecidas pela IMO 2011, mas a adoção ainda não foi internalizada nacionalmente, principalmente devido aos conflitos comerciais e econômicos envolvidos. Para o setor de produção e exploração de petróleo e gás, responsável pelos principais vetores de espécies invasoras incrustantes, como as plataformas de petróleo e navios de perfuração (Oigman-Pszczol et al. 2017, Creed et al. 2017a), as medidas preventivas à invasão biológica estão sendo feitas no âmbito dos Processos de Licenciamento Ambiental, mas ainda de forma incipiente e com bastante resistência por parte desse setor produtivo. Desafios relacionados ao descomissionamento de estruturas de produção de petróleo *offshore* e à criação de naufrágios artificiais precisam de ações rápidas e eficazes, uma vez que têm potencial para agravar as invasões biológicas marinhas. O primeiro caso precisa de regulamentação, planejamento e desenvolvimento de tecnologia para a remoção da bioincrustação em ambiente *offshore*, de forma segura, evitando o deslocamento dessas estruturas para a zona costeira sem tratamento prévio. No segundo caso, é imprescindível desencorajar o governo federal a promover o afundamento de estruturas metálicas para fins recreacionais na costa brasileira, pois os naufrágios são porta de entrada de EEIs e a prática vai contra a CDB e a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (Soares et al. 2020, Miranda et al. 2020, Junqueira 2021).

Algumas técnicas empregadas no manejo de EEIs também são fonte de insegurança e preocupação. O uso de herbicidas, por exemplo, tanto para o controle de macrófitas aquáticas quanto para plantas terrestres invasoras, constitui assunto desafiador no Brasil, principalmente em UCs. De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Brasil 2000b), pode-se vedar qualquer prática de uso de agrotóxicos ou qualquer outra atividade que possa incorrer em dano à UC, exceto se o Plano de Manejo prever o uso desses agentes químicos para recuperação e controle de invasoras. Portanto, os possíveis impactos do controle devem ser sempre comparados aos impactos de não realizar qualquer ação de manejo e permitir o avanço das invasões biológicas, cujo impacto é significativo e gradativamente maior. O controle químico pode gerar resultados positivos para a conservação da biodiversidade e a restauração de áreas naturais, desde que a escolha do herbicida considere a baixa persistência ambiental, a seletividade da aplicação e a não exsudação por raízes, evitando assim a contaminação do solo. Em ecossistemas savânicos e campestres, nos quais o banco de sementes é pra-

ticamente inexistente e a regeneração natural ocorre por meio da rebrota de estruturas subterrâneas das plantas nativas, é necessário que o herbicida não cause dano a esses propágulos (Hoffmann 1998, Buisson et al. 2021). Os herbicidas para o controle de EEIs em ambientes terrestres são aqueles registrados para Uso Não Agrícola nos órgãos reguladores (IBAMA, MAPA, ANVISA), mas que infelizmente incluem poucas espécies. Orientações e métodos já aprovados para uso em UCs federais podem ser encontrados em ICMBio (2019a, b).

No caso dos ambientes aquáticos, não há herbicidas registrados para esse fim e de forma geral, há enormes lacunas de tecnologias de controle e erradicação de EEIs aplicadas para esses ambientes no Brasil. Merece destaque a escassez de exemplos de controle de EEIs de peixes, já que muitas espécies se encontram estabelecidas em águas continentais brasileiras (Agostinho et al. 2021, Vitule et al. 2019). Porém, caso essas técnicas venham a ser empregadas, há elevado potencial de conflito de interesses, pois a pesca esportiva é largamente baseada em EEIs (Lazzarotto & Caramaschi 2009; Vitule 2009). Esses conflitos são potencializados pelo aumento de atividades de piscicultura em águas públicas e reservatórios, que eleva a chance de estabelecimento de EEIs em ambientes naturais, e pelo desmonte da legislação ambiental brasileira nos últimos anos (Thomaz et al. 2021), que estimula atividades produtivas não sustentáveis, incluindo alguns tipos de aquicultura, incentivada por projetos de lei e decretos (Dias et al. 2021; Latini et al., 2021).

O controle biológico é outra técnica de controle de EEIs ainda não empregada no Brasil, a não ser de forma experimental ou com finalidades agrícolas. Os organismos utilizados podem ser predadores, herbívoros, parasitas, parasitóides e patógenos (Frank et al. 2011; Pitcairn 2011). O controle biológico torna-se controverso quando envolve a introdução de novas espécies e, assim, análises de risco e testes confiáveis precisam ser conduzidos antes da liberação do organismo de controle, para garantir que ele não afetará adversamente outras espécies (Davis 2011). A técnica pode ser eficiente quando feita com base científica, de modo a não gerar danos colaterais. Por exemplo, o controle biológico de EEIs de plantas aquáticas e terrestres é largamente empregado na África do Sul, com alta eficácia e nenhum impacto aparente sobre as espécies nativas (Hill et al. 2020). No Brasil, a aplicação de controle biológico na agricultura tem avançado sobremaneira nas últimas décadas (Parra 2019) e pode servir de base para aplicações nos ecossistemas naturais.

5.5 Considerações Finais

Evidenciamos neste capítulo o grau de dificuldade, a complexidade, as lacunas e os principais desafios envolvendo o manejo de EEIs em ambientes marinhos, aquáticos e terrestres no Brasil. A associação entre ferramentas de prevenção e estratégias de manejo constitui fator crucial para a efetividade do controle de EEIs. Ferramentas de prevenção efetivas são diretamente dependentes da análise

de risco, da gestão de vias e vetores, da detecção precoce e da resposta rápida à chegada de uma EEI. Para a efetividade das estratégias de controle/erradicação, devem ser priorizadas a escolha das espécies e das áreas alvo, bem como as vias e vetores de dispersão. Adicionalmente, iniciativas de restauração de ecossistemas, de manejo adaptativo e de engajamento público estão diretamente ligadas à efetividade das estratégias de manejo no controle de EEIs. Mesmo com a utilização de ferramentas de prevenção e aplicação de estratégias de manejo adequadas, o controle e a erradicação de EEIs podem não ser bem-sucedidos. Efeitos mais crípticos, como as mudanças climáticas, podem ter papel secundário na efetividade do controle e erradicação de EEIs. De forma direta, podem afetar a distribuição, a abundância e a intensidade dos impactos negativos das EEIs sobre as espécies nativas (Hellmann et al. 2008), pois tendem a favorecer a dispersão e o estabelecimento de EEIs (Fulgêncio-Lima et al. 2021). Indiretamente, podem gerar condições abióticas que permitem que uma espécie estabelecida se torne invasora (Bellard et al. 2012). As múltiplas consequências das mudanças climáticas geram novos desafios para o manejo das EEIs, sobretudo em regiões onde essas mudanças podem ser severas. .

A execução de pesquisas mais direcionadas, a popularização do conhecimento científico e o diálogo bidirecional entre pesquisadores e gestores influenciam a eficácia das ferramentas de prevenção e estratégias de manejo de EEIs. O incremento de financiamentos de pesquisas relacionadas ao tema podem ser primordiais para a elaboração e execução de planos de manejo, controle e erradicação de EEI mais específicos e eficientes frente às mudanças climáticas projetadas para o Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHÃO, C.R. 2019. Estratégias para o manejo do teiú (*Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839), um lagarto invasor no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, SP.
- ABRAHÃO, C.R., RUSSELL, J.C., SILVA, J.C.R., FERREIRA, F. & DIAS, R.A., 2019. Population assessment of a novel island invasive: tegu (*Salvator merianae*) of Fernando de Noronha. In Island invasives: Scaling up to meet the challenge (C.R. Veitch, M.N. Clout, A.R. Martin, J.C. Russel & C.J. West, eds.). IUCN, Gland, p. 317–325.
- ABREU, R. C. R. & RODRIGUES, P. J. F. P. 2010. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguésia* 61: 677-688.
- ABREU, R.C.R. & DURIGAN, G. 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology & Diversity*, 4(2-3):269-278.
- AGOSTINHO, A.A., ORTEGA, J.C.G., BAILLY, D., da GRAÇA, W.F., PELICICE, F.M. & JÚLIO, H.F. 2021. Introduced Cichlids in the Americas: distribution patterns, invasion ecology, and impacts. In *The behaviour, ecology and evolution of Cichlid fishes* (M.E. Abate & D.L.G. Noakes, eds.). Springer, Dordrecht, p.313-361.
- ALMEIDA, M.N. 2013. Abundância, sazonalidade, reprodução e crescimento da concha de uma população de *Achatina fulica* [Bowdich, 1822] [Mollusa, Achatinidae] em ambiente urbano. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zootologia da UNIPAR* 16(1):p. 51-60.
- ALMEIDA, D., RIBEIRO, F., LEUNDA, P.M., VILIZZI, L. & COPP, G.H. 2013. Effectiveness of FISK, an invasiveness screening tool for non-native freshwater fishes, to perform risk identification assessments in the Iberian Peninsula. *Risk Analysis* 33(8):1404-1413.
- ALTVATER, L., MESSANO, L.V.R., ANDRADE, M., APOLINÁRIO, M. & COUTINHO, R. 2017. Use of sodium hypochlorite as a control method for the non-indigenous coral species *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829. *Management of Biological Invasions* 8(2):197-204.

- ARONSON, J., DURIGAN, G., BRANCALION, P.H.S. 2011. Conceitos e definições correlatas à ciência e à prática da restauração ecológica. *IF Série Registros* 44:1-38.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V., FAHRIG, L., TABARELLI, M., WATLING, J.I., TISCHENDORF, L., BENCHIMOL, M., CAZETTA, E., FARIA, D., LEAL, I.R., MELO, F.P.L., MORANTE-FILHO, J.C., SANTOS, B.A., ARASA-GISBERT, R., ARCE-PEÑA, N., CERVANTES-LÓPEZ, M.J., CUDNEY-VALENZUELA, S., GALÁN-ACEDO, C., SAN-JOSÉ, M., VIEIRA, I.C.G., SLIK, J.W.F., ASSIS, G.B., PILON, N.A.L., SIQUEIRA, M.F., & DURIGAN, G. 2021. Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands. *Restoration Ecology* 29: e13219.
- BACELLAR, A.E.F., SALZO, I., RIBEIRO, K.T., FARIA, C.C., BRITO, M.A., OLIVEIRA, D., MAMEDE, M.A. & LACERDA, F.S. 2020. Parceria entre CNPq e Instituto Chico Mendes no fortalecimento dos sítios PELD em unidades de conservação federais. *Oecologia Australis* 24(2):266-270.
- BAGGIO, R., OVERBECK, G.E., DURIGAN, G. & PILLAR, V.D. 2021. To graze or not to graze: A core question for conservation and sustainable use of grassy ecosystems in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 19(3):256-266.
- BALDRY, I. 2000. Effect of Common Carp (*Cyprinus carpio*) on Aquatic Restorations. *Restoration and Reclamation Review* 6(6):1-8.
- BARUN A. & SIMBERLOFF D. 2011. Carnivores. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.). University of California Press, Berkeley, p.95-100.
- BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W. & COURCHAMP, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15(4):365-377.
- BELZ, C.E. 2006. Análise de risco de bioinvasão por *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857): um modelo para a bacia do rio Iguçu, Paraná. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- BENAYAHU, Y., EKINS, M., OFWEGEN, L.P.V., SAMIMI-NAMIN, K. & MCFADDEN, C. 2022. On some encrusting Xenidae (Octocorallia): Re-examination of the type material of *Sansibia flava* (May, 1898) and a description of new taxa. *Zootaxa* 5093 (4): 421-444.
- BOAVENTURA, M.F., THIENGO, S.C. & GUIMARÃES, A.É. 2005. Percepções dos agentes comunitários de saúde de Inhoaíba sobre o caramujo africano e sua participação na construção de estratégias de controle no município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. In *V Encontro Nacional de Pesquisa em Educação em Ciências* (R. NARDI & O. BORGES, orgs.). Associação Brasileira de Pesquisa em Educação em Ciências, Bauru, p.1-9.
- BODENCHUK, M.J. 2014. Method-specific costs of feral swine removal in a large metapopulation: The Texas experience. In *Proceedings of the 26th Vertebrate Pest Conference* (R.M. Timm & J.M. O'Brien, Eds.). University of California-Davis: Davis, p. 269-271.
- BOEGER, W.A., PIE, M.R., FALLEIROS, R.M., OSTRENSKY, A., DARRIGRAN, G., MANSUR, M.C.D. & BELZ, C.E. 2007. Testing a molecular protocol to monitor the presence of golden mussel larvae (*Limnoperna fortunei*) in plankton samples. *Journal of Plankton Research* 29(11):1015-1019.
- BOMFORD, M., KRAUS, F., BRAYSHER, M., WALTER, L. & BROWN, L. 2005. Risk Assessment Model for the Import and Keeping of Exotic Reptiles and Amphibians. Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- BONNEAU, J.L & SCARNECCHIA, D.L. 2014. The Zooplankton Community of a Turbid Great Plains (USA) Reservoir in Response to a Biomanipulation with Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 117 (3-4):181-192.
- BORNSCHEIN, M.R. 2013. Biologia da conservação do Bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (aves, Thamnophilidae). Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- BRANCALION, P.H.S, BENINI, R.M., RODRIGUES, R.R., CALMON, M. 2019. Quem paga a conta. In *Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos: Relatório Temático sobre Restauração de Paisagens e Ecossistemas* (R. Crouzeilles, R.R. Rodrigues & B.B.N. Strassburg, Orgs.). Editora Cubo, São Carlos, p. 49-52.
- BRASIL. 2000a. Decreto nº 3.607, de 21 de setembro de 2000. Dispõe sobre a implementação da Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagem em Perigo de Extinção – CITES.
- BRASIL. 2000b. Ministério do Meio Ambiente. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006.
- BRASIL. 2005. Marinha do Brasil, Portaria nº 52 de 14 de junho de 2005. Aprova a Norma da Autoridade Marítima para o Gerenciamento da Água de Lastro de Navios.
- BRASIL. 2006. Decreto nº 5.741, de 30 de março de 2006. Organiza o Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária.
- BRASIL. 2018. Ministério do Meio Ambiente, Portaria nº 463 de 18 de dezembro de 2018. Reconhece as Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade.

- BRASIL. 2019. Marinha do Brasil, Portaria nº 310 de 26 de agosto de 2019. Aprova a Norma de Autoridade Marítima para o gerenciamento da água de lastro de navios (NORMAM-20/DPC).
- BRAVIN, L.F.N., VELINI, E.D., REIGOTTA, C., NEGRISOLI, E., CORRÊA, M.R. & CARBONARI, C.A. 2005. Desenvolvimento de equipamento para controle mecânico de plantas aquáticas da UHE de Americana-SP. *Planta Daninha*, 23(2):263-267.
- BRITTON, J.R., GOZLAN, R.E. & COPP, G.H. 2011. Managing non-native fish in the environment. *Fish and Fisheries* 12(3):256-274.
- BRYCE, R., OLIVER, M.K., DAVIES, L., GRAY, H., URQUHART, J. & LAMBIN, X. 2011. Turning back the tide of American mink invasion at an unprecedented scale through community participation and adaptive management. *Biological Conservation* 144(1): 575-583.
- BUISSON, E., FIDELIS, A., OVERBECK, G.E., SCHMIDT, I. B., DURIGAN, G., YOUNG, T.P., ALVARADO, S.T., ARRUDA, A.J., BOISSON, S., BOND, W., COUTINHO, A., KIRKMAN, K., OLIVEIRA, R.S., SCHMITT, M.H., SIEBERT, F., SIEBERT, S.J., THOMPSON, D.I. & SILVEIRA, F.A.O. 2021. A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. *Restoration Ecology* 29: e13292.
- CAPEL, K.C.C., TOONEN, R.J., RACHID, C.T.C.C., CREED, J.C., KITAHARA, M.V., FORSMAN, Z. & ZILBERBERG, C. 2017. Clone wars: asexual reproduction dominates in the invasive range of *Tubastraea* spp. (Anthozoa:Scleractinia) in the South-Atlantic Ocean. *PeerJ* 5:e3873.
- CARDIM, R. 2017. Amargo é o remédio: porque defendo retirar as palmeiras invasoras do Parque Trianon. <https://arvoresdesaopaulo.wordpress.com/2017/09/14/amargo-e-o-remedio-porque-defendo-retirar-as-palmeiras-invasoras-do-parque-trianon/> [acessado em 22 jan. 2020].
- CARVALHO, D.O., MCKEMEY, A.R., GARZIERA, L., LACROIX, R., DONNELLY, C.A., ALPHEY, L., MALAVASI, A. & CAPURRO, M.L. 2015. Suppression of a field population of *Aedes aegypti* in Brazil by sustained release of transgenic male mosquitoes. *PLOS Neglected Tropical Diseases* 9(7):e0003864.
- CASTILLIONI, K.P. 2015. Avaliação de diferentes técnicas de manejo para o controle de gramíneas invasoras em unidade de conservação de cerrado. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista. 92 f.
- CASTRO, M.C.T., HALL-SPENCER, J.M., POGGIAN, C.F. & FILEMAN, T.W. 2018. Ten years of Brazilian ballast water management. *Journal of Sea Research* 133:36-42.
- CFMV - Conselho Federal de Medicina Veterinária. 2022. <https://www.cfmv.gov.br/legislacao> [acessado em 22/set/2022]
- COLLEY, E. 2009. Medidas de controle de *Achatina fulica*. In *O Caramujo Gigante Africano Achatina fulica no Brasil* (M.L. Fischer & L.C.M. Costa, eds.). Editora Champagnat, Curitiba, p.203-229.
- CONABIO/MMA - Conselho Nacional de Biodiversidade. 2018. Resolução nº7 de 29 de maio de 2018. Dispõe sobre a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras.
- CONCEA - Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal. 2022. <https://www.gov.br/mcti/pt-br/composicao/conselhos/concea> [acessado em 22/set/2022]
- COPP, G. H., GARTHWAITE, R. & GOZLAN, R. E. 2005. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. *Journal of Applied Ichthyology* 21(4):371-374.
- COURTOIS, P., FIGUIERES, C., MULIER, C. & WEILL, J. 2018. A cost-benefit approach for prioritizing invasive species. *Ecological Economics* 146:607-620.
- COUTO, T.D.T.C., OMENA, E.P., OIGMAN-PSZCZOL, S.S., JUNQUEIRA, A.O.R. 2021. A Method to Assess the Risk of Sun Coral Invasion in Marine Protected Areas. *ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS*, v. 93, p. e20200583.
- CREED, J.C., CASARES, F.A., OIGMAN-PSZCZOL, S.S. & MASI, B.P. 2021. Multi-site experiments demonstrate that control of invasive corals (*Tubastraea* spp.) by manual removal is effective. *Ocean & Coastal Management* 207:105616.
- 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.S. 2017a. The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions* 19:283-305.
- CREED, J.C., JUNQUEIRA, A.O.R., FLEURY, B.G., MANTELATTO, M.C. & OIGMAN-PSZCZOL, S.S. 2017b. The Sun-Coral Project: the first social-environmental initiative to manage the biological invasion of *Tubastraea* spp. in Brazil. *Management of Biological Invasions* 8(2):181-195.

- CREED, J.C., MASI, B.P. & MANTELATTO, M.C. 2018. Experimental evaluation of vinegar (acetic acid) for control of invasive corals (*Tubastraea* spp.) and a review of knowledge for other aquatic pests. *Biological Invasions* 21:1227-1247.
- CREED, J.C., OLIVEIRA, A.E.S. & De PAULA, A.F. 2008. Notes on Geographic Distribution: Cnidaria, Scleractinia, *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 and *Tubastraea tagusensis* Wells, 1982: Distribution extension. *Check List* 4(3):297-300.
- CRIVELLARO, M.S., SILVEIRA, T.C.L., CUSTÓDIO, F. Y., BATTAGLIN, L.C., DECHOUM, M. S., FONSECA, A.C. & SEGAL, B. 2020. Fighting on the edge: reproductive effort and population structure of the invasive coral *Tubastraea coccinea* in its southern Atlantic limit of distribution following control activities. *Biological Invasions* 23:811-823.
- CRUZ, F.R.S. 2014. Invasão Biológica por *Cryptostegia Madascariensis* no Estado do Ceará, métodos de controle e ecofisiologia de sementes. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- Da ROSA, C.A., FERNANDES-FERREIRA, H. & ALVES, R.R.N. 2018. O manejo do javali (*Sus scrofa* Linnaeus 1758) no Brasil: implicações científicas, legais e éticas das técnicas letais de controle de uma espécie exótica invasora. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil* 8(2):267-284.
- Da SILVA, B.C., COSTA, E.R., SALDANHA, M.A., PROCKNOW, D., SOUZA, P.D., CRODA, J.P. & CAPITANI, L.C. 2020. Métodos de controle e prevenção de insetos-praga em povoamentos florestais. *Brazilian Journal of Development* 6(7):48477-48496.
- DAMASCENO, G., & FIDELIS, A. 2020. Abundance of invasive grasses is dependent on fire regime and climatic conditions in tropical savannas. *Journal of Environmental Management* 271: 111016
- D'ANTONIO, C. & MEYERSON, L. A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology* 10(4):703-713.
- DAVIS, M.A. 2011. Invasion Biology. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.). University of California Press, Berkeley, p.364-369.
- De CAMPOS, A.S., HARTHLEY, S., de KONING, C., LEZAUN, J. & VELHO, A. 2017. Responsible Innovation and political accountability: genetically modified mosquitoes in Brazil. *Journal of Responsible Innovation* 4(1):5-23.
- De PAULA, A.F. & CREED, J.C. 2004. Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: a case of accidental introduction. *Bulletin of Marine Science* 74(1):175-183.
- De PAULA, A.F. & CREED, J.C. 2005. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 65(4):661-673.
- De PAULA, A.F., FLEURY, B.G., LAGES, B.G. & CREED, J.C. 2017. Experimental evaluation of the effects of management of invasive corals on native communities. *Marine Ecology Progress Series* 572:141-154.
- De PAULA, A.F., PIRES, D.O. & CREED, J.C. 2014. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94(3):481-492.
- DECHOUM, M.S. & ZILLER, S.R. 2013. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. *Biotemas* 26(1):69-77.
- DECHOUM, M.S., GIEHL, E.L.H., SÜHS, R.B., SILVEIRA, T.C.L. & ZILLER, S.R. 2019. Citizen engagement in the management of non-native invasive pines: Does it make a difference? *Biological Invasions* 21:175-188.
- DELROSE, P., GERSTENBERGER, S.L., WONG, W.H. 2015. Effectiveness of the Safeguard Ultraviolet Radiation System as a System to Control Quagga Mussel Veligers (*Dreissena rostriformis bugensis*). In *Biology and Management of Invasive Quagga and Zebra Mussels in the Western United States* (W.H. Wong & S.L. Gerstenberger, eds.). CRC Press, Boca Raton, p.479-486.
- DIAS, R.A., ABRAHÃO, C.R., MICHELETTI, T., MANGINI, P.R., GASPAROTTO, V.P.O., PENA, H.F.J., FERREIRA, F., RUSSELL, J.C. & SILVA, J.C.R. 2017. Prospects for domestic and feral cat management on an inhabited tropical island. *Biological Invasions* 19(8):2339-2353.
- DIAS, R.M., PELICICE, F.M., TÓFOLI, R.M., ALVES, G.H.Z., LOPES, T.M., CASTELLO, L., TONELLA, L.H., ESPÍNOLA, L.A. & AGOSTINHO, A.A. 2021. Brazil's leading environmental agency and aquatic biodiversity threatened by federal decree. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 93(4):e20210175.
- DITOMASO, J.M. 2011. Herbicides. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.). University of California Press, Berkeley, p.323-331.
- dos SANTOS, C.P., NEHRKE, M.V., RODRIGUEZ, M.T.R., MANSUR, M.C.D., ZURITA, M.L.L., BARBOSA, R.S., & TISSOT, R.C.M. 2009. Radiação ultravioleta como controle da incrustação do mexilhão dourado em tubulações de captação de água para usinas termelétricas. *Anais do V Congresso de Inovação Tecnológica em Energia Elétrica (V CITENEL)*. 8p.
- DURIGAN, G. & RAMOS, V.S. 2013. Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

- DURIGAN, G., ABREU, R.C.R., PILON, N.A.L., IVANAUSKAS, N.M., VIRILLO, C.B. & PIVELLO, V.R. 2020. Invasão por *Pinus* spp.: ecologia, prevenção, controle e restauração. Instituto Florestal, São Paulo.
- ENGEMAN, R.M., SMITH, H.T., SEVERSON, R., SERVERSON, M.A., WOOLARD, J., SHWIFF, S.A., CONSTANTIN, B. & GRIFFIN, D. 2004. Damage reduction estimates and benefit-cost ratios for feral swine control from the last remnant of a basin marsh system in Florida. *Environmental Conservation* 31:207-211.
- ESPÍNDOLA, M.B., BECHARA, F.C., BAZZO, M.S. & REIS, A. 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. *Biotemas* 18(1):27-38.
- EVANGELISTA, H.B., MICHELAN, T.S., GOMES, L.C. & THOMAZ, S.M. 2017. Shade provided by riparian plants and biotic resistance by macrophytes reduce the establishment of an invasive Poaceae. *Journal of Applied Ecology* 54(2):648-656.
- FALLEIROS, R.M., ZENNI, R.D. & ZILLER, S.R. 2011. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. *Floresta* 41(1):123-134.
- FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. 2022. http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/invasoras_rs.asp (acessado em 15/set/2022).
- FERREIRA-VANÇATO, Y.C.S. 2021. Nanobiocidas para controle de organismos incrustantes marinhos. Tese de doutorado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- FERREIRA-VANÇATO, Y.C.S., DANTAS, F.M.L. & FLEURY, B.G. 2021. Nanobiocides against marine biofouling. In *Studies in Natural Products Chemistry - Bioactive Natural Products* (Atta-ur-Rahman, ed.). Elsevier, Amsterdam, p. 463-514.
- FILIPPO, D.C. & RIBEIRO, K.T. 2014. Envolvimento comunitário no controle de uma planta exótica invasora na Serra do Cipó, Minas Gerais. *Biodiversidade Brasileira* 4(1):179-198.
- FLEURY, B.G., LAGES, B.G., PEREIRA, R.C. & FERREIRA, C.E.L. 2005. Coral invasor em Arraial do Cabo. *Ciência Hoje* 212(36):64-67.
- FONSECA, F.S., MANGINI, P.R., MELLO, T.J., ARAÚJO, R., SILVA, J.C.R. & MICHELETTI, T. 2021. Feral cat population rises on Fernando de Noronha archipelago: Wildlife needs different cat control approaches, and needs it now. *Biodiversidade Brasileira* 11(3):1-9.
- FRANK, J.H., VAN DRIETSCH, R.G., HODDLE, M.S. & MCCOY E.D. 2011. Biological control, of animals. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.). University of California Press, Berkeley, p.58-63.
- FULGÊNCIO-LIMA, L.G., ANDRADE, A.F.A., VILELA, B., LIMA-JÚNIOR, D.P., SOUZA, R.A., SGARBI, L.F., SIMIÃO-FERREIRA, J., DE MARCO, P. & SILVA, D.P. 2021. Invasive plants in Brazil: Climate change effects and detection of suitable areas within conservation units. *Biological Invasions* 23:1577-1594.
- GALLO, T. & WAITT, D. 2011. Creating a successful citizen science model to detect and report invasive species. *BioScience* 61(6):459-465.
- GARCÍA-DÍAZ, P., CASSEY, P., NORBURY, G., LAMBIN, X., MONTTI, L., PIZARRO, J.C., POWELL, P.A., BURSLEM, D.F.R.P., CAVA, M., DAMASCENO, G., FASOLA, L., FIDELIS, A., HUERTA, M.F., LANGDON, B., LINARDAKI, E., MOYANO, J., NÚÑEZ, M.A., PAUCHARD, A., PHIMISTER, E., RAFFO, E., ROESLER, I., RODRÍGUEZ-JORQUERA, I. & TOMASEVIC, J.A. 2021. Management Policies for Invasive Alien Species: addressing the impacts rather than the species. *BioScience* 71(2): 174-185.
- GASKAMP, J.A., G.E.E, K.L., CAMPBELL, T.A., SILVY, N.J. & WEBB, S.L. 2021. Effectiveness and efficiency of corral traps, drop nets and suspended traps for capturing wild pigs (*Sus scrofa*). *Animals* 11:1565. <https://doi.org/10.3390/ani11061565>
- GENOVESI, P., SCALERA, R., BRUNEL, S., ROY, D. & SOLARZ, W. 2010. Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. European Environment Agency, Copenhagen, p.1-52.
- GIAKOUMI, S., KATSANEVAKIS, S., ALBANO, P.G., AZURRO, E., CARDOSO, A.C., CEBRIAN, E., DEIDUN, A., EDELIST, D., FRANCOUR, P., JIMENEZ, C., MACIC, V., OCCHIPINTI-AMBROGI, A., RILOV, G. & SGHAIER, Y.R. 2019. Management priorities for marine invasive species. *Science of The Total Environment* 688:976-982.
- GLYNN, P.W., COLLEY, S.B., MATÉ, J.L., CORTÉS, J., GUZMAN, H.M., BAILEY, R.L., FEINGOLD, J.S. & ENOCHS, I.C. 2008. Reproductive ecology of azooxanthellate coral *Tubastrea coccinea* in equatorial eastern pacific: Part V. Dendrophyliidae. *Marine Biology* 153:529-524.
- GOMES A.N., BARROS, G.M. & POMPEI, C. 2015. Monitoramento extensivo e manejo do coral-sol *Tubastrea* spp. (Cnidaria, Anthozoa) na Estação Ecológica de Tamoios, RJ, Brasil. In VIII Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, p.1-7.
- GONÇALVES, G.S. 2011. Estratégias de controle de invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) D.C, na caatinga e ecossistemas associados. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Areia.

GONÇALVES, G.S., ANDRADE, L.A. & Xavier, K.R.F. 2015. Métodos de controle de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Fabaceae) em áreas invadidas no semiárido do Brasil. *Ciência Florestal* 25(3):645-653.

GORGONE-BARBOSA, E. 2016. A relação entre fogo e uma gramínea invasora no cerrado: o fogo pode ser utilizado como uma estratégia de controle. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista. 119 f.

GUNTHER, I., HAWLENA, H., AZRIEL, L. & KLEMENT, E. 2022. Reduction of free-roaming cat population requires high-intensity neutering in spatial contiguity to mitigate compensatory effects. *Population Biology* 119 (15) e2119000119 <https://doi.org/10.1073/pnas.2119000119>

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(3):534-543.

HILL, M.P., MORAN, V.C., HOFFMANN, J.H., NESER, S., ZIMMERMANN, H.G., SIMELANE, D.O., KLEIN, H. ZACHARIANES, C., WOOD, A.R., BYRNE, M.J., PATERSON, I.D., MARTIN, G.D. & COETZEE, J.A. 2020. More than a century of biological control against invasive alien plants in South Africa: A synoptic view of what has been accomplished. In *Biological invasions in South Africa* (B.W. van Wilgen, J. Measey, D.M. Richardson, J.R. Wilson & T.A. Zengeya, eds.). Springer, Cham, p.553-572.

HOFFMANN, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of applied ecology* 35(3): 422-433.

HOROWITZ, C., OLIVEIRA, A.S., SILVA, V., PACHECO, G. & SOBRINHO, R.I. 2013. Manejo da flora exótica invasora no Parque Nacional de Brasília: contexto histórico e atual. *Biodiversidade Brasileira* 3(2):217-236.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1998. Portaria nº 93 de 7 de julho de 1998.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2008. Instrução Normativa nº 202 de 22 de outubro de 2008.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2020. Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) no Brasil. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/biodiversidade/mexilhao-dourado/2020/2020-11-10-Plano_Mexilhao_Dourado.pdf.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2018. Instrução Normativa nº 21 de 04 de outubro de 2018.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade. 2018. Plano de Ação para o Controle Populacional de Gatos em Fernando de Noronha. https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/planos/planos_de_acao_para_o_controle_de_gatos_em_fernando_de_noronha.pdf. Acesso em 10/09/2022.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade. 2019a. Instrução Normativa nº 6 de 25 de julho de 2019. Dispõe sobre a prevenção de introduções e o controle ou erradicação de espécies exóticas ou invasoras em Unidades de Conservação federais e suas zonas de amortecimento.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade. 2019b. Guia de orientação para o manejo de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação Federais. Versão 4. Brasília: ICMBio/MMA.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade. 2021a. Guia estratégico para pesquisa, manejo e atividade de interpretação ambiental sobre o peixe-leão. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Guia_Estrat%C3%A9gico_Peixe-Le%C3%A3o_2.pdf.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2021b. O siri-capeta, *Charybdis hellerii* (Decapoda, Brachyura, Portunidae), uma espécie exótica invasora presente na costa do Brasil: aspectos históricos, taxonômicos e ecológicos do processo de invasão e protocolo de manejo. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/O_siri-capeta_na_costa_do_Brasil.pdf

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2022. Guia técnico de prevenção de invasão biológica associada a atividades de empreendimentos licenciáveis em Unidades de Conservação Federais. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Pub_GuiaTecPrev_ICMBio_v7_29Abr22_FINAL_WEB_GovernoFederal-compactado.pdf.

IMO - International Maritime Organization. 2004. International convention for the control and management of ships' ballast water and sediments. BWM Convention. Disponível em: <http://library.arcticportal.org/1913/1/International%20Convention%20for%20the%20Control%20and%20Management%20of%20Ships%27%20Ballast%20Water%20and%20Sediments.pdf>.

IMO - International Maritime Organization. 2011. Guidelines for the control and management of ships' biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species. Biofouling Guidelines. Disponível em: [https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/MEPCDocuments/MEPC.207\(62\).pdf](https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/MEPCDocuments/MEPC.207(62).pdf).

INATURALIST. 2022a. <https://www.inaturalist.org> (acessado em 15/set/2022).

- INATURALIST. 2022b. Espécies Exóticas Invasoras no Brasil. <https://www.inaturalist.org/projects/especies-exoticas-invasoras-no-brasil> (acessado em 15/set/2022).
- INSTITUTO HÓRUS - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2021. Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. <http://bd.institutohorus.org.br/base-dados-nacional> (acessado em: 25/out/2021).
- INSTITUTO HÓRUS - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2022a. Análise de Risco para Espécies Exóticas. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Nacional. <https://institutohorus.org.br/analise-de-risco-para-especies-exoticas/> (acessado em 15/set/2022).
- INSTITUTO HÓRUS - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2022b. Levantamento nacional de espécies exóticas invasoras. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Nacional. <https://institutohorus.org.br/levantamento-nacional-de-especies-exoticas-invasoras/> (acessado em 15/set/2022).
- IUCN - International Union for Conservation of Nature. 2017. Guidance for interpretation of CBD categories on introduction pathways. IUCN. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/c/9d85/3bc5/d640f059d03acd717602cd76/sbstta-22-inf-09-en.pdf>.
- JANUCHOWSKI-HARTLEY, S.R., VISCONTI, P. & PRESSEY, R.L. 2011. A systematic approach for prioritizing multiple management actions for invasive species. *Biological Invasions* 13:1241-1253.
- JATI, S., SILVA JÚNIOR, R.C., SUZUKI, H.I., ANTÔNIO, R.R. & VERÍSSIMO, S. 2020. Despesca no lago do Parque do Ingá. Universidade Estadual de Maringá, Nupélia, Maringá, 18p.
- JUNIOR, J.C.R., FREITAS, M.G. & MELLO, T.J. 2018. Testes de técnicas para manejo de *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit. em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In X Seminário de Pesquisa e X Encontro de Iniciação Científica do ICMBio (A.E.F. Bacellar, E.M.M. Albuquerque, F.A. Oliveto, F.A. Bezerra, I.N. Peixoto, I. Salzo & L.N. Santos, orgs.). ICMBIO, Brasília, p. 128.
- JUNQUEIRA, A.O.R. 2021. Naufrágios propositais e a prevenção das invasões biológicas marinhas. Nexo Políticas Públicas. Disponível em: <https://pp.nexojournal.com.br/opiniaio/2021/Nauf%C3%A1gios-propositais-e-a-preven%C3%A7%C3%A3o-das-invas%C3%B5es-biol%C3%B3gicas-marinhas>.
- KELLER, R.P., LODGE, D.M. & FINNOFF, D.C. 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(1):203-207.
- KOWALSKI, E.L. & KOWALSKI, S.C. 2008. Revisão sobre métodos de controle de mexilhão dourado em tubulações. Associação Brasileira de Engenharia de Produção - ABEPRO, Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. 8(2). 17p.
- LAGES, B.G., FLEURY, B.G., FERREIRA, C.E.L. & PEREIRA, R.C. 2006. Chemical defense of an exotic coral as an invasion strategy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 328(1):127-135.
- LATINI, A.O., MORMUL, R.P., GIACOMINI, H.C., DI DARIO, F., VITULE, J.R.S., REIS, R.E., TONELLA, L., POLAZ, C.N.M., LUCIFORA, L.O., LIMA, L.B., TEIXEIRA-de-MELLO, F., LIMA-JÚNIOR, D.P., MAGALHÃES, A.L.B., CHARVET, P., JIMENEZ-SEGURA, L.F., AZEVEDO-SANTOS, V.M., CARVALHO, F.R., D'ANATRO, A., MALABARBA, L.R., MANDLBERGER, D., ORSI, M.L., GONZÁLEZ-BERGONZONI, I., CUNICO, A.M., PETRERE-JÚNIOR, M., SCARABOTTI, P. & VIDAL, N. 2021. Brazil's new fish farming Decree threatens freshwater conservation in South America. *Biological Conservation* 263:e109353.
- LATINI, A.O., RESENDE, D.C., POMBO, V.B. & CORADIN, L. (orgs.). 2016. Espécies exóticas invasoras de águas continentais do Brasil. Biblioteca do Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- LAZZARO, L.G., BARROS, A.B.S.C., ESTEVES, R., SOUZA, S.C.P.M. & IVANAUSKAS, N.M. 2019. Técnicas para controle químico de palmeiras invasoras em Unidade de Conservação na região metropolitana de São Paulo. *Biomas* 32(2):55-70.
- LAZZAROTTO, H. & CARAMASCHI, E.P. 2009. Introduction of rainbow trout in Brazil: History, law, and current trends. *Oecologia Brasiliensis* 13(4):649-659.
- LEPSCH, J.H. & TEIXEIRA, M.A. 2020. Assessment on ballast water treatment options for brazilian ports. In VI Workshop on Biosystems Engineering (D. Cecchin, M.A. Teixeira, C. M. Hüther, G.K. Donagema, R.M. Pimentel, F.F. Dias, C.R. Pereira & T.B. Machado, orgs.). Universidade Federal Fluminense, Niterói, p.178-183.
- LOCKWOOD J.L., WELBOURNE, D.J., ROMAGOSA, C.M., CASSEY, P., MANDRAK, N.E., STRECKER, A., LEUNG, B., STRINGHAM, O.C., UDELL, B., EPISCOPIO-STURGEON, D.J., TLUSTY, M.F., SINCLAIR, J., SPRINGBORN, M.R., PIENNAR, E.F., RHYNE, A.L. & KELLER, R. 2019. When pets become pests: the role of the exotic pet trade in producing invasive vertebrate animals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17(6):323-330.
- LOCKWOOD, J.L., HOOPES, M.F. & MARCHETTI, M.P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford.
- LOPES, R.M., CORADIN, L., POMBO, V.B. & CUNHA, D.R. (eds.). 2009. Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- LORENZO, P. & GONZÁLEZ, L. 2010. Alelopatía: una característica ecofisiológica que favorece la capacidad invasora de las especies vegetales. *Ecosistemas* 19(1):79-91.

- 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 Invasion* 23:3013-3019.
- LUZ B.L.P., CAPEL K.C.C., ZILBERBERG C., FLORES A.A.V., MIGOTTO, A.E. & KITAHARA, M.V. 2018. A polyp from nothing: the extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Anthozoa, Scleractinia). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 503:60-65.
- 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.
- MACHADO, A.A., BERTONCINI, A.A., SANTOS, L.N., CREED, J.C. & MASI, B.P. 2021. Participatory monitoring of marine biological invaders: a novel program to include citizen scientists. *Journal of Coastal Conservation* 25:1-8.
- MACHADO, M.X., CASTELLANI, T.T. & DECHOUM M.S. 2020. Integrating management techniques to restore subtropical forests invaded by *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) in a biodiversity hotspot. *Restoration Ecology* 28(5):1273-1282. <https://doi.org/10.1111/rec.13213>
- MACIEL, L.A. 2011. Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, PETAR, SP. Tese de doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- MALASPINA, I.C., CRUZ, C., GARLICH, N., BIANCO, S. & PITELLI, R.A. 2017. Effectiveness of diquat, both isolated and associated with copper sources in controlling the *Hydrilla verticillata* submerged macrophytes and *Ankistrodesmos gracilis* microphyte. *Planta Daninha* 35:e017160653.
- MANSUR, M.C.D.; L.M.Z. RICHINITTI & C.P. DOS SANTOS. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na baía do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, Porto Alegre, 7 (2): 147-149.
- MANTELATTO, M.C., CREED, J.C., MOURÃO, G.G., MIGOTTO, A.E. & LINDNER, A. 2011. Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. *Coral Reefs* 30:397.
- MANTELATTO, M.C., PIRES, L.M., OLIVEIRA, G.J.G., CREED, J.C. 2015. A test of the efficacy of wrapping to manage the invasive corals *Tubastraea tagusensis* and *T. coccinea*. *Management of Biological Invasions* 6(4):367-374.
- MANTELATTO, M.C., SILVA, A.G., LOUZADA, T.S., 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.
- MANTELATTO, M.C., VIDON, L.F., SILVEIRA, R.B., MENEGOLA, C., ROCHA, R.M. & CREED, J.C. 2016. Host species of the non-indigenous brittle star *Ophiothela mirabilis* (Echinodermata:Ophiuroidea): an invasive generalist in Brazil? *Marine Biodiversity Records* 9:8.
- MANTOANI, M.C., DIAS, J. & TOREZAN, J.M.D. 2016. Roçagem e aplicação de herbicida para controle de *Megathyrsus maximus*: danos sobre a vegetação preexistente em um reflorestamento de 20 anos. *Ciência Florestal* 26(3):839-851.
- MARTINS, C.R., LEITE, L.L. & HARIDASAN M. 2004. Molasses grass [*Melinis minutiflora* P. Beauv.]: an exotic species compromising the recuperation of degraded areas in conservation units. *Revista Árvore* 28:739-747. <https://doi.org/101590/s0100-67622004000500014>
- MCGEOCH, M.A., GENOVESI, P., BELLINGHAM, P.J., COSTELLO, M.J., MCGRANNACHAN, C. & SHEPPARD, A. 2016. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological Invasions* 18:299-314.
- MEDAUAR, C.C., GALVÃO, I.M., CARVALHO, L.C.C. & SILVA, S.A. 2018. Alternativa para controle de plantas daninhas por meio de capina elétrica em sistemas silviculturais. *Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade* 5(1):33-38.
- MEIRELES, M.C.P., PIMENTEL, D.S. & CREED, J. 2015. A educação ambiental no controle da bioinvasão marinha por coral-sol (*Tubastraea* spp., Anthozoa, Dendrophylliidae) em Angra dos Reis (Rio de Janeiro, Brasil). *Ambientalmente Sustentável* 20:323-343.
- MESACASA, L., MACAGNAN, L.B., FIASCHI, P., DECHOUM, M.S. 2022. Effects of time since invasion and control actions on a coastal ecosystem invaded by non-native pine trees. *Ecological Solutions and Evidence* 3(1): e12138. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12138>
- MIASHIKE, R.L. 2015. Invasão por *Pinus* spp. em fisionomias campestres do Cerrado, no estado de São Paulo. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MICCOLIS, A., PENEIREIRO, F.M., MARQUES, H.R., VIEIRA, D.L.M., ARCO-VERDE, M.F., HOFFMANN, M.R., REHDER, T. & PEREIRA, A.V.B. 2016. Restauração ecológica com sistemas agroflorestais. Como conciliar conservação com produção: opções para cerrado e caatinga. Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal, Brasília.
- MIRALLES, L., DOPICO, E., DEVLO-DELVA, F., & GARCIA-VAZQUEZ, E. 2016. Controlling populations of invasive pygmy mussel (*Xenostrobus securis*) through citizen science and environmental DNA. *Marine Pollution Bulletin* 110(1):127-132.

MIRANDA, R.J., NUNES, J.A.C.C., CREED, J.C., BARROS, F., MACIEIRA, R.M., SANTOS, R.G., LIMA, G.V., PONTES, A.V.F., SILVA, L.G.F.C., CORDEIRO, R.T., SAMPAIO, C.L.S., PINTO, T.K., MALHADO, A.C.M., LADLE, R. & PEREIRA, P.H.C. 2020. Brazil policy invites marine invasive species. *Science*, 368(6490):481.

MLWP - Muskegon Lake Watershed Partnership. 2022. <https://muskegonlake.org/habitat-management-plan/invasive-species-control/> (acessado em 15/set/2022).

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2003. Portaria nº 494 de 22 de dezembro de 2003. Institui Força-Tarefa Nacional-FTN para o controle do *Limnoperna fortunei* (mexilhão dourado).

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2018. Portaria nº 3 de 16 de agosto de 2018. Institui o Plano de Implementação da Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras.

MMA/IBAMA/ICMBIO - Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis & Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do coral-sol (*Tubastraea* spp.) no Brasil. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/eseectamoiros/images/stories/2019-08-02-Plano-Nacional-de-Prevencao-Controle-e-Monitoramento-do-Coral-sol-Tubastraea-spp-no-Brasil.pdf>.

MMA/MAPA - Ministério do Meio Ambiente & Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2017. Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do javali (*Sus scrofa*) no Brasil. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/javali/2017/2017-PlanoJavali-2017.2022.pdf>.

MMA/MPA - Ministério de Meio Ambiente / Ministério da Pesca e Aquicultura. 2012. Instrução Normativa nº 001 de 03 de janeiro de 2012.

MOFFITT, L.J. & OSTEEEN, C.D. 2006. Prioritizing invasive species threats under uncertainty. *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1):41-51.

MOREIRA, P.L., RIBEIRO, F.V. & CREED, J.C. 2014. Control of invasive marine invertebrates: an experimental evaluation of the use of low salinity for managing pest corals (*Tubastraea* spp.). *Biofouling* 30(5):639-650.

MORRIS-JUNIOR, J.A. & WHITFIELD, P.E. 2009. Biology, Ecology, Control and Management of the Invasive Indo-Pacific Lionfish: An Updated Integrated Assessment. NOAA Technical Memorandum, Beaufort.

MOURA, C.J.R. 2011. Estrutura populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra do Reis, RJ. Dissertação de mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

NETTO, O.S.M. 2011. Controle da incrustação de organismos invasores em materiais de sistemas de resfriamento de usinas hidrelétricas. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

NORTON, D.A. 2009. Species invasions and the limits to restoration: learning from the New Zealand experience. *Science* 325(5940):569-571.

OIGMAN-PSZCZOL, S.S., CREED, J.C., FLEURY, B.G., MANTELATTO, M.C., CAPEL, K.C.C., MEIRELES, C.P., CABRAL, D.H., MASI, B.P. & JUNQUEIRA, A.O.R. 2017. O controle da invasão do coral-sol no Brasil não é uma causa perdida. *Ciência & Cultura* 69(1):56-59.

OLIVEIRA, A.E.S. & MEDEIROS, A.S. 2008. What we must do – An exotic invasive species in paradise. *Biotemas* 21(3): 149-151.

OLIVEIRA, M.D., M.C.S. CAMPOS, E.M. PAOLUCCI, M.C.D. MANSUR, S. K. HAMILTON, 2015. In BOLTOVSKOY, D. (Ed.) *Limnoperna fortunei* - The Ecology, Distribution and Control of a Swiftly Spreading Invasive Fouling Mussel, Springer, p. 333-356.

PAGÈS, M., FISCHER, A. & van der WAL, R. 2018. The dynamics of volunteer motivations for engaging in the management of invasive plants: insights from a mixed-methods study on Scottish seabird islands. *Journal of Environmental Planning and Management* 61(5-6):904-923.

PARRA, J.R.P. 2019. Controle Biológico na Agricultura Brasileira. *Entomological Communications* 1:2675-1305.

PASTORINO, G., DARRIGRAN, G., MARIS, M.S. & LUNASCHI, L. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor em águas Del Rio de la Plata. *Neotropica*, 39 (101-102):34.

PEREZ, N.B. 2008. Comunicado Técnico 67 - Aplicador manual de herbicida por contato: enxada química. Embrapa Pecuária Sul, Bagé.

PESSOA, L.F.F. 2018. Uso do pyriproxyfen em novas abordagens para controle de formas jovens e adultas de *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae). Dissertação de mestrado, Fundação Oswaldo Cruz, Recife.

PICKART, A.J. 2011. Mechanical control. In *Encyclopedia of Biological Invasions* [D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.]. University of California Press, Berkeley, p.449-452.

- PIE, M.R., BOEGER, W.A., PATELLA, L. & FALLEIROS R.M. 2006. A fast and accurate molecular method for the detection of larvae of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Mollusca: Mytilidae) in plankton samples. *Journal of Molluscan Studies*, 72(2):218-219.
- PIE, M.R., STRÖHER, P.R., AGOSTINIS, A.O., BELMONTE-LOPES, R., TADRA-SFEIR, M.Z. & OSTRENSKY, A. 2017. Development of a real-time PCR assay for the detection of the Golden mussel (*Limnoperna fortunei*, Mytilidae) in environmental samples. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 89 (2): 1041-1045.
- PIOVEZAN, U., URBANETZ, C., SOUZA, A. P., FEIDEN, A. 2018. Estudos para o controle do caramujo africano (*Achatina fulica*, Bowdich 1822) na APA Baía Negra, Ladário, MS. *Cadernos de Agroecologia – ISSN 2236-7934 – Anais do VI CLAA, X CBA e V SEMDF – Vol. 13, N° 1, jul. 2018.*
- PITCAIRN, M.J. 2011. Biological control of plants. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.). University of California Press, Berkeley, p.63-70.
- POMPEU M. 2017. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PREVEDELLO, J.A., ALMEIDA-GOMES, M. & LINDENMAYER, D.B. 2018. The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55(1):205-214.
- REASER, J.K., BURGIEL, S.W., KIRKEY, J., BRANTLEY, K.A., VEATCH, S.D. & BURGOS-RODRÍGUEZ, J. 2020. The Early detection of and rapid response (EDRR) to invasive species: a conceptual framework and federal capacities assessment. *Biological Invasions*, 22:1-19.
- RESNIK, B. 2019. Two unresolved issues in community engagement for field trials of genetically modified mosquitoes. *Pathogens and Global Health* 113:238-245.
- RIBEIRO, K.T. (org.) 2018. *Estratégia do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora: estrutura, articulações, perspectivas.* Brasília.
- ROSA, C. et al. 2021. The Program for Biodiversity Research in Brazil: The role of regional networks for biodiversity knowledge, dissemination, and conservation. *An Acad Bras Cienc* 93(2): e20201604 DOI 10.1590/0001-3765202120201604
- RUSSEL, J.C., ABRAHÃO, C.R., SILVA, J.C.R. & DIAS, R.A. 2018. Management of cats and rodents on inhabited islands: An overview and case study of Fernando de Noronha, Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(4):193-200.
- SAMPAIO, A.B., VIEIRA, D.L.M., HOLL, K.D., PELLIZZARO, K.F., ALVES, M., COUTINHO, A.G., CORDEIRO, A., RIBEIRO, J.F. & SCHMIDT, I.B. 2019. Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. *Ecological Engineering* 138:148-154.
- SAMPAIO, C.L.S., MIRANDA, R.J., MAIA-NOGUEIRA, R. & NUNES, J.A.C.C. 2012. New occurrences of the nonindigenous orange cup corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) in Southwestern Atlantic. *Check List* 8(3):528-530.
- SAMPAIO, A.B. & SCHMIDT, I.B. 2013. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(2):32-49, 2013.
- SANGER, A.C. & KOEHN, J.D. 1996. Use of chemicals for carp control. In *Controlling carp: exploring the options for Australia* (J. Roberts & R. Tilzey, eds.). CSIRO Land and Water, Albury, p.37-57.
- SANTOS, L.N., AGOSTINHO, A.A., SANTOS, A.F.G.N., & GARCÍA-BERTHOU, E. 2019. Reconciliation ecology in neotropical reservoirs: can fishing help to mitigate the impacts of invasive fishes on native populations? *Hydrobiologia* 826:183-193.
- SAVIO, L.A.C., DIAS, G.M., KELEN, K.L., GODOI, S.N., FIGUEIROA, A.C., NETO, G.F.O., CORREA, E.O., FRANCINI, C.L.B., SHINTATE, G. & KITAHARA, M. 2021. Sun coral management effectiveness in a wildlife refuge from south-eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31:2830-2841.
- SCHREIBER, E.S.G., BEARLIN, A.R., NICOL, S.J. & TODD, C.R. 2004. Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. *Ecological Management & Restoration* 5(3):177-182.
- SCHUSTER, M. J., WRAGG, P. D. & REICH, P.B. 2018. Using revegetation to suppress invasive plants in grasslands and forests. *Journal of Applied Ecology* 55(5):2362-2373.
- SEMA/RS, 2013. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul, Portaria nº 79 de 31 de outubro de 2013. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul.
- SIGEEI - Sistema de Gerenciamento de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação. 2022. <http://sigeei.ufla.br/projetosigeei/web/site/about> (acessado em 15/set/2022).
- SILVA, N.G. & ALVES, R.J.V. 2011. The eradication of feral goats and its impact on plant biodiversity – a milestone in the history of Trindade Island, Brazil. *Rodriguésia* 62(3): 717-719. 2011 <http://rodriguesia.jbrj.gov.br>

- SILVA, A.G., De PAULA, A.F., FLEURY B.G. & CREED, J.C. 2014. Eleven years of range expansion of two invasive corals (*Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*) through the southwest Atlantic (Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 141:9-16. (BOX CORAL SOL SUBST. NAT.)
- SIMAF - Sistema de Informação de Manejo de Fauna. 2022. <https://simaf.ibama.gov.br/> (acessado em 15/set/2022).
- SIMBERLOFF, D. 2021. Maintenance management and eradication of established aquatic invaders. *Hydrobiologia* 848(9):2399-2420.
- SISS-GEO - Sistema de Informação em Saúde Silvestre. 2022. <https://www.biodiversidade.ciss.fiocruz.br/> (acessado em 15/set/2022).
- SOARES, M.O., FEITOSA, C.V., GARCIA, T.M., COTTENS, K.F., VINICIUS, B., PAIVA, S.V., DUARTE, O.S., GURJÃO, L.M., SILVA, G.D.V., MAIA, R.C., PREVIATTO, D.M., CARNEIRO, P.B.M., CUNHA, E., AMÂNCIO, 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 shallow habitats in the tropical southwestern Atlantic. *Frontiers in Marine Science* 9:956848.
- SOARES, M.O., PEREIRA, P.H.C., FEITOSA, C.V. et al. 2023. Lessons from the invasion front: Integration of research and management of the lionfish invasion in Brazil. *Journal of Environmental Management* 340: 117954
- SOARES, M.O., SALANID, S., PAIVA, S.V. & BRAGA, M.D.A. 2020. Shipwrecks help invasive coral to expand range in the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 158:111394.
- SORDI, C. & LEWGOY, B. 2017. Boars in the Pampas: biological invasions, cattle rustling and landscape transformations in the Brazilian-Uruguayan border. *Horizontes Antropológicos* 23(48):75-98.
- SOSINSKI-JÚNIOR, E.E., BARBIERI, R.L., URRUTH, L.M., OLIVEIRA, J.M. & COSTA, F.A. 2020. Crescimento e controle de pinus em butiazal no Sul do Brasil. Embrapa disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1127752/1/DOCUMENTOS-495.pdf>
- SOSINSKI-JÚNIOR, E.E., URRUTH, L.M., BARBIERI, R.L., MARCHI, M.M. & MARTENS, S.G. 2019. On the ecological recognition of *Butia* palm groves as integral ecosystems: Why do we need to widen the legal protection and the in situ/on-farm conservation approaches? *Land Use Policy* 81:124-130.
- STONE, D. & ANDREU, M. 2017. Direct application of invasive species prioritization: the spatial invasive infestation and priority analysis model. *Ecological Restoration* 35(3):255-265.
- TABARELLI, M., DA ROCHA, C.F.D., ROMANOWSKI, H.P., ROCHA, O. & LACERDA, L.D. 2013. PELD - CNPq dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração do Brasil: achados, lições e perspectivas. Editora da Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- TEEM, J.L., ALPHEY, L. DESCAMPS, S., EDGINGTON, M.P., EDWARDS, O., GEMMELLS, N., HARVEY-SAMUEL, T., MELNICK, R.L., OH, K.P., PIAGGIO, A.J., SAAH, J.R., SCHILL, D., THOMAS, P., SMITH, T. & ROBERTS, A. 2020. Genetic biocontrol for invasive species. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* 8:article 452.
- TEIXEIRA, L.M.P. & CREED, J.C.C. 2020. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions* 15(1):30-43.
- TERRA, C.S.S. 2016. Efeito de micro-organismos patogênicos em *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro.
- THOMAZ, S.M., BARBOSA, L.G., SOUZA DUARTE, M.C. & PANOSSO R. 2021. Opinion: The future of nature conservation in Brazil. *Inland Waters* 10(2):295-303.
- TORRES-BLAS, I., MENTABERRE, G., CASTILLO-CONTRERAS, R., FERNÁNDEZ-AGUILAR, X., CONEJERO, C., VALLDEPERES, M., GONZÁLEZ-CRESPO, C., COLOM-CADENA, A., LAVÍN, S. & LÓPEZ-OLVERA, J.R. 2020. Assessing methods to live-capture wild boars (*Sus scrofa*) in urban and peri-urban environments. *VetRecord* 187:e85.
- UF/IFAS - University of Florida. 2021. <https://plants.ifas.ufl.edu/manage/control-methods/physical-control/> (acessado em 14/07/2021).
- ULIANO-SILVA, M., AMÉRICO, J.A., COSTA, I., SCHOMAKER-BASTOS, A., REBELO, M.F. & PROSDOCIMI, F. 2016. The complete mitochondrial genome of the golden mussel *Limnoperna fortunei* and comparative mitogenomics of Mytilidae. *Gene* 577(2):202-208.
- UNEP/ CDB/ SBSTTA - United Nations Environment Programme, Convention on Biological Diversity & Subsidiary Body on Scientific, Technical And Technological Advice. 2014. Pathways of introduction of invasive species, their prioritization and management. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-18/official/sbstta-18-09-add1-en.pdf>
- Van WILGEN, B. W. & WANNENBURGH, A. 2016. Co-facilitating invasive species control, water conservation and poverty relief: achievements and challenges in South Africa's Working for Water programme. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 19:7-17.
- VITULE, J.R.S. 2009. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation* 4(2):111-122.

- VITULE, J.R.S., FREIRE, C.A. & SIMBERLOFF, D. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish & Fisheries* 10(1):98-108
- VITULE, J.R.S., OCCHI, T.V.T., KANG, B., MATSUZAKI, S.I., BEZERRA, L.A., DAGA, V.S., FARIA, L., FREHSE, F.A., WALER, F. & PADIAL, A.A. 2019. Intra-country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. *Biodiversity and Conservation* 28(11):3037-3043.
- WALTERS, C.J. & HOLLING, C.S. 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71(6):2060-2068.
- WEIDLICH, E.W., FLÓRIDO, F.G., SORRINI, T.B. & BRANCALION, P.H. 2020. Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology* 57(9):1806-1817.
- WEST, D., GRAINGER, N., FAIRWEATHER, A. & CHADDERTON, W.L. 2014. Freshwater toxins: The New Zealand experience. In *Forum proceedings: Carp management in Australia — state of knowledge*, Melbourne (W. Fulton & K. Hall eds.). Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, p.87-93.
- WHISSON, D.A. 2011. Pesticides [mammal]. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.). University of California Press, Berkeley, p.535-538.
- WILLIAMS, B.K. & BROWN, E.D. 2016. Technical challenges in the application of adaptive management. *Biological Conservation* 195:255-263.
- WITTENBERG, R. & COCK, M.J.W. 2001. *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CAB International, Wallingford, p.228.
- ZALBA, S.M. & ZILLER, S. 2007. Adaptive management of alien invasive species: putting the theory into practice. *Natureza & Conservação* 5(2):86-92.
- ZANELLA, O. & MARENDIA, L.D. 2002. Ocorrência de *Limnoperna fortunei* na Central Hidrelétrica de Itaipu. In: 5 Congresso Latinoamericano de Malacologia, São Paulo. Resumos. Instituto Butantan/Instituto de Biociências, USP, São Paulo, p. 41.
- ZANOTTI, A.A., GREGORACCI, G.B. & KITAHARA, M.V. 2021. The microbial profile of a tissue necrosis affecting the Atlantic invasive coral *Tubastraea tagusensis*. *Scientific Reports* 11:9828.
- ZASSO. Zasso: líder mundial em capina elétrica. 2022. <https://zasso.com/pt/pagina-inicial/> (acessado em 15/ set/2022)
- ZENNI, R.D. & ZILLER, S.R. 2009. Invasões biológicas: problemas econômicos e ambientais com ênfase em *Achatina fulica*. In *O caramujo gigante africano Achatina fulica no Brasil* (M.L. Fischer & L.C.M. Costa, eds.). Editora Champagnat, Curitiba, p.175-188.
- ZENNI, R.D. & ZILLER, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 34(3):431-446.
- ZENNI, R.D. 2010. Manejo de plantas exóticas invasoras em planos de restauração de ambientes naturais. In *Cadernos da Mata Ciliar N° 3* (D.P. Kuntschik & M. Eduarte eds.). Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo, p.17.
- ZENNI, R.D. 2014. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. *Austral Ecology* 39(4):401-407.
- ZILLER, S.R. 2007. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. *Natureza & Conservação* 5:16-22.
- ZILLER, S.R. 2010. Como estabelecer prioridades para ações de controle de espécies exóticas invasoras em escala estadual. In *Cadernos da Mata Ciliar N° 3* (D.P. Kuntschik & M. Eduarte eds.). Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo, p.12.
- ZILLER, S.R., DECHOUM, M.S., SILVEIRA, R.A.D., ROSA, H.M., MOTTA, M.S., SILVA, L.F., OLIVEIRA, B.C.M. & ZENNI, R.D. 2020. A priority-setting scheme for the management of invasive non-native species in protected areas. *NeoBiota* 62:591-606.
- ZILLER, S.R., ZALBA, S.M. & ZENNI, R.D. 2007. Modelo para o desenvolvimento de uma estratégia nacional para espécies exóticas invasoras. Programa de espécies exóticas invasoras para a América do Sul - The Nature Conservancy & Programa Global de Espécies Invasoras. Disponível em: http://www.institutohorus.org.br/download/Estrategia_nacional/Modelo_estrategia_nacional_port.pdf.

Tabela 5.1 - Exemplos de controle existentes no Brasil, envolvendo o controle de EEIs. Ha.: habitat (T = terrestre; AC = águas continentais; M = marinho).

	Família/Origem/ Nome popular	Ha.	Forma vida/ crescimento	Forma reprodução/ dispersão	Impactos ecológicos	Impactos econômicos/ saúde	Tipo de controle	Referências
Plantas								
<i>Andropogon gayanus</i>	Poaceae África capim-andropogon, capim-gambá	T	graminóide	sementes pelo vento	redução de diversidade; mudanças no regime de fogo		Mecânico: roçada na base e posterior aspersão foliar. Para dificultar a dispersão desse capim, deve-se cortar os pendões de inflorescências das touceiras antes da maturação das sementes, e arrancar a planta quando em moita isolada Químico: glifosato Integração de técnicas: glifosato + roçada + glifosato + arranquio	Horowitz et al. (2013)
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	Arecaceae Austrália palmeira-real, palmeira-australiana	T	palmeira	sementes, por animais	redução de diversidade		Mecânico: remoção manual Químico: glifosato	Lazzaro et al. (2019)
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Moraceae Índia jaqueira	T	árvore	sementes, dispersão por zoocoria e barocoria	redução de diversidade; impacto nas espécies insetívoras; mudança na estrutura da vegetação	esforços para controlar a invasão em áreas de interesse para a conservação	Mecânico: arranquio de plântulas com o sistema radicular e anelamento de árvores Químico: triclopyr	Moura (2011)
<i>Cryptostegia madagascariensis</i>	Apocynaceae Madagascar viúva-alegre, unha-do-cão	T	liana	sementes, pelo vento	redução da diversidade e retardamento da sucessão ecológica	impactos negativos sobre a pecuária, por impossibilitar o trânsito de animais	Mecânico: corte raso + fogo nas cepas e corte raso + arranquio das cepas	Cruz (2014); Sousa (2014);
<i>Eragrostis plana</i>	Poaceae Sul da África tropical capim-annoni, capim-chorão	T	erva	sementes, pelo vento e animais	redução de diversidade	redução da capacidade produtiva de pastagens	Mecânico: remoção manual Químico: glifosato	Instituto Hórus (2021)
<i>Hedychium coronarium</i>	Zingiberaceae Ásia (China) lírio-do-brejo	AC	erva	sementes, propagação vegetativa	redução de diversidade	perda de produção agrícola, navegação	Mecânico: remoção manual Químico: triclopyr, glifosato e triclopyr + fluroxipir Integração de técnicas: corte + glifosato	Maciel (2011); Dechoum & Ziller (2013);
<i>Leucaena leucocephala</i>	Fabaceae América Central leucena	T	árvore	sementes, por animais, insetos, aves, água	impedem o crescimento e regeneração da vegetação nativa	tóxica para animais não ruminantes [altos teores de mimosina, que provoca a queda dos pêlos se ingerida em alta quantidade]	Mecânico: arranquio da planta em áreas pequenas ou com baixa densidade Integração de técnicas: Corte do tronco ou anelamento com aplicação de triclopyr	Junior et al. (2018); Instituto Hórus (2021)
<i>Livistona chinensis</i>	Arecaceae Ásia palmeira-leque	T	palmeira	sementes, por animais	redução de diversidade		Mecânico: remoção manual Químico: glifosato	Lazzaro et al. (2019)
<i>Megathyrsus maximus</i>	Poaceae África capim- colônião, capim-tanzânia, capim-monçaba	T	graminóide	sementes pelo vento e por aves	redução de diversidade; mudanças no regime de fogo	o controle e a manutenção dessa espécie nas margens e acostamentos de rodovias e estradas geram custos altos e aumentam o risco de incêndios nessas regiões.	Mecânico: roçada Químico: glifosato Integração de técnicas: glifosato + roçada + glifosato + arranquio	Mantoani et al. (2016)
<i>Melinis minutiflora</i>	Poaceae África capim-gordura	T	graminóide	sementes pelo vento	redução de diversidade; mudanças no regime de fogo	planta daninha (invade áreas agrícolas e pastagens)	Mecânico: roçada, fogo Químico: glifosato Integração de técnicas: glifosato + roçada; fogo + glifosato + arranquio	Martins et al. (2004); Castillioni (2015); Damasceno & Fidelis (2020); Instituto Hórus (2021)

	Família/Origem/ Nome popular	Ha.	Forma vida/ crescimento	Forma reprodução/ dispersão	Impactos ecológicos	Impactos econômicos/ saúde	Tipo de controle	Referências
<i>Pinus</i> spp.	Pinaceae Hemisfério Norte pinus, pinheiro	T	árvore	sementes pelo vento	redução de diversidade em ecossistemas aquáticos e terrestres; mudanças no regime de fogo	redução de valores cênicos para fins de ecoturismo e lazer ecológico.	Mecânico: (remoção manual, queima das acículas e plântulas Químico: triclopyr, glifosato	Durigan et al. (2020); Instituto Hórus (2021)
<i>Prosopis juliflora</i>	Fabaceae Peru algaroba	T	árvore	zoocórica (os animais – bovinos, equinos, caprinos, ovinos, etc., - se alimentam das vagens e dispersam as sementes nas fezes)	redução de diversidade e retardamento da sucessão ecológica	planta daninha (invade áreas agrícolas e pastagens)	Integração de técnicas: corte raso seguido de queima dos ramos sobre as cepas e anelamento seguido da aplicação de óleo lubrificante usado na superfície anelada (T3)	Gonçalves (2011); Gonçalves et al. (2015); Instituto Hórus (2021)
<i>Tithonia diversifolia</i>	Asteraceae América Central, América do Norte (México) margaridão, girassol-mexicano	T	arbusto	sementes, auto-dispersão	redução de diversidade	planta daninha em áreas agrícolas	Mecânico: arranquio de plântulas Químico: triclopyr	Instituto Hórus (2021)
<i>Urochloa arrecta</i>	Poaceae África braquiária-do-brejo, braquiária-d'água	AC	graminóide	propagação vegetativa	redução de diversidade	prejuízos em hidrelétricas, estações elevatórias, bombas de irrigação e arrozais. Provoca assoreamento de córregos. Causa intoxicações em bovinos. Planta hospedeira predileta do coleóptero daninho <i>Blissus arenarius</i> . Redução da produção pesqueira.	Mecânico: pastoreio + sombreamento	Bornschein (2013); Instituto Hórus (2021)
<i>Urochloa brizantha</i>	Poaceae África braquiarião, capim-braquiária	T	graminóide	sementes pelo vento, propagação vegetativa	redução de diversidade; mudanças no regime de fogo	planta daninha em áreas agrícolas. Ruderat à beira de estradas e rodovias, aumentando o custo de manutenção.	Mecânico: fogo	Gorgone-Barbosa (2016); Damasceno & Fidelis (2020); Instituto Hórus (2021)
<i>Urochloa eminii</i>	Poaceae África braquiária-comum, capim-braquiária	T	graminóide	sementes pelo vento, propagação vegetativa	redução de diversidade; mudanças no regime de fogo	Planta daninha em áreas agrícolas. Ruderat à beira de estradas e rodovias, aumentando o custo de manutenção.	Mecânico: roçada, capina Químico: glifosato Integração de técnicas: roçada + glifosato; glifosato + roçada; fogo + glifosato; fogo + capina	Castillioni (2015); Instituto Hórus (2021)
Animais								
<i>Aedes aegypti</i>	Culicidae África mosquito-da-dengue	AC	inseto voador associado preferencialmente a ambientes urbanos	reprodução sexuada, desenvolvimento indireto com larvas aquáticas		vetor de doenças	Genético: machos esterilizados com radiação e mosquitos transgênicos (<i>Aedes aegypti</i> , OX513A)	Carvalho et al. (2015)
<i>Charybdis hellerii</i>	Portunidae (Arthropoda, Decapoda) Oceano Indo-Pacífico siri-bidu, siri-capeta	M	bentônico, associado à ambientes consolidados e inconsolidados	reprodução sexuada com formação de larvas planctônicas; ocorrência de desovas múltiplas; dispersão por correntes marinhas e água de lastro	competição com espécies de siris nativas; diminuição da biodiversidade	possível redução de estoques comerciais de espécies nativas (<i>Callinectes</i> spp.)	Mecânico: com uso de armadilhas do tipo jererê e covos, puçás, bicheiros e facas	Lopes et al. (2009); Teixeira & Creed (2020); ICMBIO (2021b); Brasil (2022b)

	Família/Origem/ Nome popular	Ha.	Forma vida/ crescimento	Forma reprodução/ dispersão	Impactos ecológicos	Impactos econômicos/ saúde	Tipo de controle	Referências
<i>Capra hircus</i>	Bovidae Ásia Cabra	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexual; dispersão por locomoção terrestre e colonização de áreas contíguas, dispersão por ação antrópica para uso econômico.	destruição da vegetação por super pastoreio e pisoteio, competição com espécies nativas por espaço e alimento		Mecânico: abate com uso de projétil balístico	Silva e Alves, 2011; Instituto Horus (2021)
<i>Chromonephthea braziliensis</i>	Nephtheidae (Cnidaria, Alcyonacea) Oceano Indo-Pacífico coral-mole	M	bentônico, fixos a substrato inconsolidado próximo a costões rochosos	reprodução sexual e assexuada com desenvolvimento de larva planctônica, propagação vegetativa por brotamento e/ou fragmentação; dispersão por correntes marinhas	ação alelopática sobre corais nativos; alteração da comunidade bentônica e perda da biodiversidade	desconhecido	Mecânico: raspagem com escova de aço e sucção concomitantemente	Fleury et al. (2005), Lages et al. (2006); Lopes et al. (2009); Teixeira & Creed (2020)
<i>Cichla kelberi</i>	Cichlidae Bacia Amazônica tucunaré-amarelo	AC	piscívoro voraz com preferência por ambientes lênticos, mas ocorrendo também em lóticos	período reprodutivo longo com picos no período chuvoso; dispersão principalmente após introdução para pesca esportiva	perda da diversidade e da abundância de espécies nativas, impacto por predação.	redução de estoques de espécies nativas	Mecânico: estímulo da pesca	Santos et al. (2019); Agostinho et al. (2021)
<i>Clavularia cf. viridis</i>	Clavulariidae (Cnidaria, Alcyonacea) Oceano Indo-Pacífico green-star-polyp	M	bentônico, fixo a substrato consolidado	reprodução sexual e assexuada com formação de larva planctônica, propagação vegetativa; dispersão por correntes marinhas	alteração da comunidade bentônica e perda da biodiversidade	desconhecido	Mecânico: remoção manual	Mantelatto et al. (2018); Instituto Horus (2021); Brasil (2022b)
<i>Coptodon rendalli</i> e <i>Oreochromis niloticus</i>	Cichlidae Ásia tilápia	AC	onívoros de rápido crescimento; preferência por ambientes lênticos, mas ocorrem em lóticos também	reprodução precoce; dispersão principalmente após escapes de alevinos e adultos da aquicultura	perda da diversidade e da abundância de espécies nativas, impacto por competição.	redução de estoques de espécies nativas	Mecânico: despesca	Jati et al. (2020); Agostinho et al. (2021)
<i>Felis catus</i>	Felidae Eurásia gato-doméstico	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexual / dispersão por locomoção terrestre e colonização de áreas contíguas, dispersão por ação antrópica como animais de estimação	predação de espécies nativas e endêmicas; particularmente importante em ambientes insulares	Toxoplasmose	Mecânico: captura por armadilhas; abate humanitário; esterilização cirúrgica	Dias et al. 2017; ICM-Bio/MMA, 2018.
<i>Lepus europaeus</i>	Leporidae Eurásia lebrão; lebre-comum, lebre-europeia	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexual / dispersão por locomoção terrestre e colonização de áreas contíguas	possível impacto sobre lagomorfos nativos;	danos à agricultura	Mecânico: abate com projétil balístico	Sampaio e Schmidt, (2013)
<i>Limnoperna fortunei</i>	Mytilidae (Mollusca, Bivalvia) Ásia mexilhão-dourado	AC	bentônico, fixos ao substrato consolidado por fios de biscoitos	reprodução sexual com desenvolvimento de larva planctônica; dispersão por correntes, água de lastro e bioincrustação	competição direta com espécies de plantas e moluscos nativos; perda de diversidade; alteração na estrutura das comunidades	aumento da corrosão e obstrução em sistemas de circulação de água, causando danos a usinas hidrelétricas, motores, embarcações, entre outros.	Mecânico: remoção por raspagem ou jateamento de água, campo eletromagnético ou luz ultravioleta Químico: dicloroisocianurato de sódio, hidróxido de sódio, ozônio, biocidas e tintas antiincrustantes	Kowalski & Kowalski (2008); Netto (2011), Delrose et al. (2015); Latini et al. (2016); Instituto Hórus 2021
<i>Lissachatina fulica</i>	Achatinidae África caracol-gigante-africano	T	terrestre, associado a ambientes úmidos ricos em matéria orgânica	hermafrodita, reprodução a partir do primeiro ano;	impactos sobre a diversidade de plantas e moluscos nativos	perda de hortaliças e outras espécies usadas para subsistência, vetor de doenças para humanos	Mecânico: atração para armadilhas com diferentes substâncias e posterior abate, isolamento de plantas com barreiras, eliminação de abrigos (p. ex., entulhos)	Colley (2009); Zenni & Ziller (2009); Almeida (2013); Piovezan et al. (2018)

	Família/Origem/ Nome popular	Ha.	Forma vida/ crescimento	Forma reprodução/ dispersão	Impactos ecológicos	Impactos econômicos/ saúde	Tipo de controle	Referências
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Palaemonidae (Arthropoda, Decapoda) Indo-Oeste Pacífico camarão-da-Malásia	AC, M	demersal, associado a ambientes dulcícolas com influência marinha	reprodução sexuada com desenvolvimento de larva planctônica; dispersão por escape de sistemas de cultivo	competição por alimento e habitat com espécies de camarões nativas; predação de espécies nativas; cultivos acarretam a diminuição da qualidade da água e propagação de patógenos	redução dos estoques comerciais de espécies de nativas	Mecânico: estímulo a pesca com redes e armadilhas	Latini et al. (2016); Instituto Hórus (2021); Brasil 2022b
<i>Ophiothela mirabilis</i>	Ophiotrichidae (Echinodermata, Ophiuroidea) Oceano Pacífico ofiúro, ofiuroide	M	epizóico, aderido sobre gorgônias, esponjas, ascídias e outros organismos bentônicos	reprodução assexuada por fissiparidade. dispersão por correntes marinhas e água de lastro	possível impacto na performance alimentar dos hospedeiros	desconhecido	Integração de técnicas: borribo de ácido acético seguido de captura com puça ou sucção	Mantelatto et al. (2016); Instituto Hórus (2021); Brasil (2022b)
<i>Penaeus monodon</i>	Penaeidae (Arthropoda, Decapoda) Indo-Pacífico camarão-tigre-gigante	M	demersal, associado ao substrato inconsolidado	reprodução sexuada com formação de larvas planctônicas; dispersão por correntes marinhas, escape de sistemas de cultivo e água de lastro	competição por alimento e habitat com espécies de camarões nativas; cultivos acarretam a diminuição da qualidade da água e propagação de patógenos	redução de estoques comerciais de espécies nativas	Mecânico: estímulo a pesca com redes e armadilhas	Lopes et al. (2009); Instituto Hórus (2021); Brasil 2022b;
<i>Penaeus vannamei</i>	Penaeidae (Arthropoda, Decapoda) Oceano Pacífico Oriental camarão-branco-do-Pacífico	M	demersal, associado ao substrato inconsolidado	reprodução sexuada com desenvolvimento de larva planctônica; dispersão por correntes marinhas, escape de sistemas de cultivo e água de lastro	competição por alimento e habitat com espécies de camarões nativas; cultivos acarretam a diminuição da qualidade da água e propagação de patógenos	redução dos estoques comerciais de espécies de nativas	Mecânico: estímulo a pesca com redes e armadilhas	Lopes et al. (2009); Instituto Hórus (2021); Brasil 2022b
<i>Pterois volitans</i>	Scorpaenidae (Chordata, Actinopterygii) Oceano Pacífico peixe-leão	M	demersal, associado à ambientes recifais	reprodução sexuada com desenvolvimento de larva planctônica, alta taxa reprodutiva; dispersão por correntes marinhas;	voraz predador de peixes e crustáceos; competição por recursos alimentares com espécies nativas; diminuição da biodiversidade	redução de estoques de espécies nativas	Mecânico: com uso de arpão, redes de mão (puças) ou outros petrechos de pesca [armadilhas, redes, currais e marambaias]; deve-se ter cuidado com o manuseio, pois possui espinhos tóxicos	Morris-Junior & Whitfield (2009); Luiz et al. (2021); Soares et al. (2022); Instituto Hórus (2021), Brasil (2022b)
<i>Rattus novergicus</i>	Muridae leste Asiático ratazana	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexuada / dispersão por locomoção terrestre e colonização de área contíguas; dispersão por ação antrópica não intencional via embarcações;	predação de espécies nativas e endêmicas	risco a segurança alimentar; Leptospirose; danos aos estoques alimentares	Químico: agentes anticoagulantes, Bradiacoum (princípio ativo mais amplamente empregado)	Russel et al 2018;
<i>Rattus rattus</i> ,	Muridae sudeste Asiático rato-comum, rato-preto	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexuada / dispersão por locomoção terrestre e colonização de área contíguas; dispersão por ação antrópica não intencional via embarcações;	predação de espécies nativas e endêmicas	risco a segurança alimentar; Leptospirose; danos aos estoques alimentares	Químico: agentes anticoagulantes, Bradiacoum (princípio ativo mais amplamente empregado)	Russel et al 2018;
<i>Salvator merianae</i>	Lacertidae América do Sul teiú, teiú-gigante, lagarto-teiú	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexuada / dispersão por locomoção terrestre e colonização de área contíguas	predação de espécies nativas e endêmicas (específico para Fernando de Noronha)	risco de Salmonelose	Mecânico: captura e abate com armadilhas de tubo; armadilhas letais; projétil balístico	Abraão et al 2019.
<i>Sansibia</i> sp. (nomenclatura atual <i>Latissimia ningalooensis</i>)	Xenidae (Cnidaria, Alcyonacea) Oceano Indo-Pacífico xenia-blue	M	bentônico, fixo a substrato consolidado	reprodução sexuada e assexuada com desenvolvimento de larva planctônica, propagação vegetativa por brotamento e/ou fragmentação, dispersão por correntes marinhas	alteração da comunidade bentônica e perda da biodiversidade	desconhecido	Mecânico: raspagem com escova de aço e sucção concomitantemente	Mantelatto et al. (2018); Salimi et al. (2021); Brasil (2022b)

	Família/Origem/ Nome popular	Ha.	Forma vida/ crescimento	Forma reprodução/ dispersão	Impactos ecológicos	Impactos econômicos/ saúde	Tipo de controle	Referências
<i>Sus scrofa</i>	Suidae Europa, Ásia e norte da África javali; java porco	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexuada / dispersão por locomoção terrestre e colonização de área contíguas; dispersão por ação antrópica intencional	afeta a qualidade do solo e a viabilidade de nascentes d'água; Altera a vegetação nativa; dispersa espécies exóticas de plantas; desregula processos ecológicos como sucessão vegetal e composição de espécies; Predação de espécies nativas e endêmicas.	prejuízos à agricultura de pequena e grande escala; Reservatório e transmissão de muitas doenças [Leptospirose, Febre Aftosa e Raiva].	Mecânico: abate com projétil balístico (mais amplamente empregado); abate com auxílio de cães treinados e com lâmina cortante, balestra ou arco e flecha.	Brasil, 2022b
<i>Tubastraea coccinea</i> e <i>T. tagusensis</i>	Dendrophylliidae [Cnidaria, Scleractinia] Oceano Indo-Pacífico coral-sol	M	bentônico incrustante	reprodução sexuada e assexuada com desenvolvimento de larva planctônica, ocorrência de picos reprodutivos, propagação vegetativa; dispersão por correntes marinhas e bioincrustação	competição e interação alelopática com espécies de corais nativos; alteração da comunidade bentônica e perda de biodiversidade; modificação nas funções do ecossistema.	serviços ecossistêmicos (pesca e turismo)	Mecânico: remoção manual com marreta e talhadeira; envelopamento (<i>wrapping</i>) Químico: imersão em ácido acético, hipoclorito de sódio, baixa salinidade e água doce	Creed et al. (2021, 2018, 2017a,b); Savio et al. (2021); Luz et al. (2020); Capel et al. (2017); Altvater et al. (2017); De Paula et al. (2014, 2017); Oigman-Pszczol et al. (2017); Mantelatto et al. (2015); Moreira et al. (2014)

CAPÍTULO 6: OPÇÕES PARA A GESTÃO E O MANEJO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Como citar: Ziller, S.R., Ramos, H.A.C., Galheigo, F.A., Azevedo, C., Kremer, L.P., Cheker, M., Pszczol, S.O., Chapla, T. Capítulo 6: Opções para a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras. *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. 237-272. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap6>*

COORDENADORES DO CAPÍTULO

Sílvia Ziller¹, Henrique A.C. Ramos²,
Fernando A. Galheigo³

¹Instituto Hórus de Desenvolvimento e
Conservação Ambiental

²Comissão para Conservação da Vida Marinha
na Antártica

³Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos
Recursos Naturais Renováveis

AUTORAS LÍDERES DO CAPÍTULO

Cristina Azevedo⁴, Laura Pioli Kremer⁵,
Monique Cheker⁶, Simone Oigman Pszczol⁷,
Tatiani Chapla⁸

⁴Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e
Logística do estado de São Paulo

⁵Instituto Federal de Santa Catarina

⁶Ministério Público Federal

⁷Instituto Brasileiro de Biodiversidade

⁸Ministério do Meio Ambiente

AUTORES CONTRIBUINTES DO CAPÍTULO

Maria Carmen Sestren Bastos⁹, Matheus da
Silva Asth¹⁰

REVISORES EXTERNOS DO CAPÍTULO

Maria Cecília Wey de Brito¹¹, Bráulio Dias¹²

¹¹Instituto Ekkos Brasil

¹²Universidade de Brasília

LISTA DE SIGLAS

APA – Área de Proteção Ambiental

CDB – Convenção sobre Diversidade Biológica

CNPq – Conselho Nacional de Pesquisa

CITES – Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção

CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

GISP - Programa Global de Espécies Invasoras (Global Invasive Species Programme, em inglês)

IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IMA SC – Instituto de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina

INEA – Instituto Estadual do Ambiente (Rio de Janeiro)

INEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Bahia)

Instituto Hórus - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MCT – Ministério de Ciência e Tecnologia

PARNA – Parque Nacional

PDT&I – Pesquisa, Desenvolvimento Tecnológico e Inovação

SEAS – Secretaria de Estado do Ambiente (Rio de Janeiro)

SEMA – Secretaria de Estado de Meio Ambiente

USP – Universidade Federal de São Paulo

SUMÁRIO EXECUTIVO

Reconhecer o tema como uma política pública transversal e desenvolver experiências continuadas de governança é fundamental para a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras (bem estabelecido) {1.2}. Dada a diversidade de atividades que funcionam como vias de introdução e dispersão de espécies exóticas invasoras, assim como os impactos decorrentes, o tema passa pela esfera de interesse e atuação de múltiplos grupos sociais, esferas de governo e políticas públicas. É preciso considerar a possibilidade de resistência social a ações de manejo e à regulamentação de atividades produtivas, a necessidade de melhorar a percepção pública do problema e o desenvolvimento de alternativas produtivas sustentáveis. A pluralidade de interesses soma-se à necessidade de descentralizar ações e ampliar a integração com o terceiro setor. As dificuldades criadas por essa diversidade de atores podem ser mitigadas pelo estabelecimento de estruturas de coordenação dedicadas a iniciativas de manejo.

Há necessidade de formação de pessoas em todos os níveis, desde a coordenação pelo Governo Federal, até iniciativas locais de conservação da biodiversidade. (estabelecido, mas incompleto) {1.3}. A escassez de recursos humanos e de capacidade técnica e administrativa instalada dificulta a execução de ações de manejo, o que torna fundamental a qualificação de profissionais para facilitar o engajamento de gestores ambientais das três esferas do poder público para a realização de ações conjuntas, em consonância com iniciativas da academia e do terceiro setor. Nos últimos anos, houve progresso na capacidade institucional no MMA, ICMBio, IBAMA e algumas agências ambientais estaduais, porém há uma lacuna relacionada à quantidade de servidores e ao preparo técnico para atuar na agenda.

Uma compilação normativa que trate especificamente do tema (como um Código ou Política Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras), bem como previsões de ações administrativas mais detalhadas, será de grande utilidade para o avanço da gestão do tema (estabelecido, mas incompleto) {2.1 e 2.2}. A atuação de tomadores de decisão e demais atores conta com amplo suporte legal nos mais diversos níveis. Na base desse arcabouço jurídico estão a Constituição Federal e as convenções internacionais das quais o Brasil é signatário, mas existe todo um arcabouço legal em vigor com aplicação nos principais setores produtivos que atuam como fontes de espécies exóticas invasoras ou são impactados por estas. São exemplos o mercado de plantas ornamentais, a agropecuária, a navegação comercial, a aquicultura, a pesca desportiva, o manejo florestal, o mercado de animais de estimação e o aquarismo. Essas ferramentas legais podem prevenir a introdução de novas espécies, controlar a dispersão de espécies já introduzidas e incentivar a erradicação e o controle. A falta de clareza existente sobre a maior parte dos grupos biológicos se restringe à introdução e reintrodução a partir da importação. Para o caso de movimentação interna no país, ou introdução e rein-

trodução de espécies nativas fora de suas áreas de distribuição natural, a necessidade de autorização ou licença geralmente inexistente. Outros pontos chave são a necessidade de facilitar o registro de produtos químicos para controle de espécies exóticas invasoras, a microchipagem de animais de estimação e o licenciamento ambiental para o setor de plantas ornamentais.

A efetiva implementação de iniciativas de gestão e manejo de espécies exóticas passa pela necessidade de mudança da percepção pública sobre o tema (estabelecido, mas incompleto) {3.1}. A preocupação de setores envolvidos em atividades produtivas ou comerciais tem mais foco em questões de adaptação das espécies e de valor econômico. Ao público em geral falta conhecimento sobre a origem das espécies e os respectivos impactos. A valorização da biodiversidade local passa pelo conhecimento de espécies nativas existentes, de técnicas e conhecimentos de povos tradicionais e pela disponibilidade no mercado. Existe no país uma infinidade de conhecimentos, usos e estudos sobre espécies nativas, porém a tendência de mercado focada na importação ou translocação de espécies predomina. Políticas de apoio a sistemas produtivos com espécies nativas e adaptação de sistemas de produção de comunidades tradicionais são chave para que essas mudanças possam ser consolidadas.

Existe uma gama de ações passíveis de implementação em diferentes níveis e situações, assim como potenciais fontes de financiamento, de acordo com cada situação específica (estabelecido, mas incompleto) {3.2 e 4.1 a 4.12}. Apesar da complexidade do tema, inúmeras ações podem ser tomadas por diferentes atores em diferentes níveis, como a publicação de listas de espécies invasoras, a regulamentação de uso de espécies em sistemas produtivos, o estabelecimento de programas de gestão e controle em áreas prioritárias, a formação de pessoas, a disponibilização de informações para a gestão e o manejo e a adoção de protocolos de avaliação de risco para solicitações de introdução de espécies. Como potenciais mecanismos de financiamento ainda pouco acionados para tratar do tema são apresentados o Fundo de Defesa de Direitos Difusos, medidas de compensação ambiental, dispositivos de reparação de danos ambientais, termos de ajustamento de conduta e conversão de multas ambientais, entre outros.

6.1 Governança

6.1.1 Contexto brasileiro: linha do tempo

A gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras foram pauta governamental primeiro nas áreas de saúde pública e agricultura (Braga & Valle 2007). Na área ambiental, tratativas sobre o tema começaram com os debates para assinatura da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), em 1992 (Brasil 1998a) (Figura 1). A primeira reunião internacional no Brasil sobre o tema foi organizada em 2001 pelo Programa Global de Espécies Invasoras (GISP), o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e a EMBRAPA, congregando países da América Latina para promover integração regional (Ziller et al. 2005).

No ano de 2002, foi fundado o Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental em Florianópolis – SC, Organização Não Governamental dedicada a promover a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras no Brasil, com um *website* contendo informações técnicas e científicas de apoio à gestão, ao manejo e à pesquisa. Em agosto de 2003 o Governo Federal criou uma Força-Tarefa Nacional para controle do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) (Brasil 2003). Foi elaborado um Plano de Ação Emergencial e registrada a dificuldade dos órgãos ambientais para tratar da questão.

Em 2004-2005, MMA, MCTI e CNPq realizaram um levantamento nacional sobre espécies exóticas invasoras em ambientes de água doce, marinhos, terrestres, em sistemas de produção e na saúde humana. Em 2005, MMA, IBAMA, Fundação Oswaldo Cruz, EMBRAPA, Universidade Federal de Viçosa, Instituto Oceanográfico da USP e Instituto Hórus promoveram o I Simpósio Brasileiro sobre Espécies Exóticas Invasoras em Brasília. O Simpósio levou a um aumento significativo de publicações sobre invasões biológicas e de marcos legais no país (Zenni et al. 2016). Ainda em 2005 foi lançada a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras pelo Instituto Hórus (Instituto Hórus 2023).

Em agosto de 2006 uma Câmara Técnica Permanente sobre Espécies Exóticas Invasoras da Comissão Nacional de Biodiversidade elaborou uma Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras (Brasil 2009a), porém não houve coordenação nacional para a execução.

Entre 2001 e 2007, o Instituto Ambiental do Paraná (atualmente Instituto Água e Terra) começou a controlar espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação estaduais com apoio do Instituto Hórus. Já em 2002 o plano de manejo do Parque Estadual de Vila Velha contemplou ações detalhadas de controle. Em 2007 foi estabelecido o Programa do estado do Paraná para Espécies Exóticas Invasoras e publicada a primeira lista oficial estadual do Brasil (atual Portaria IAP nº 059/2015). Um Comitê Estadual realiza a gestão do programa com as Secretarias de Meio Ambiente, de Agricultura, de Saúde e de Educação, IBAMA, ICMBio,

Instituto Hórus, Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental e Mater Natura.

A Fundação de Meio Ambiente do estado de Santa Catarina (FATMA, atual Instituto de Meio Ambiente – IMA SC), em 2008 e com apoio do Instituto Hórus, promoveu eventos de formação de funcionários de Unidades de Conservação para manejo, envolveu o setor de licenciamento ambiental nas discussões, elaborou uma lista oficial estadual (Resolução CONSEMA nº 08/2012) e planos de ação para Unidades de Conservação estaduais. Foram incluídas regras de prevenção à invasão no licenciamento ambiental.

Em 2009, a Secretaria de Meio Ambiente do estado de São Paulo consolidou uma lista de 123 espécies exóticas invasoras. O CONSEMA emitiu a Deliberação nº 30/2011, com uma lista restrita de espécies, e a Deliberação Normativa nº 2/2011, com procedimentos para atualização. Resultados de risco alto para certas espécies de sistemas produtivos inviabilizaram a aprovação da lista. Ainda assim, desde 2017, os Planos de Manejo de UCs incluem medidas referentes a espécies exóticas invasoras.

Em 2013-2014, a Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, com apoio do Instituto Hórus, estabeleceu as bases para o Programa Invasoras RS. Foram elaborados uma lista estadual (Portaria SEMA RS nº 79/2013), planos de ação para quatro Unidades de Conservação e Instruções Normativas para espécies, assim como o primeiro aplicativo para telefones celulares do país para registro de ocorrências de espécies exóticas invasoras.

A Universidade Estadual do Rio de Janeiro propôs a publicação de uma lista oficial já em 2008. Apenas em 2013 a SEAS e o INEA promoveram um evento para validação da lista, porém o CONEMA não aprovou a iniciativa. Com apoio do Instituto Hórus, foram realizados eventos de capacitação técnica para funcionários de Unidades de Conservação em 2013-2014. A lista foi publicada em 2022 com artigo científico (Bergallo et al. 2021). Ainda em 2013, o Instituto Estadual de Meio Ambiente do Estado da Bahia (INEMA) promoveu um curso de formação para servidores sobre espécies exóticas invasoras.

Em 2013, foi fundado o Instituto Brasileiro de Biodiversidade (BrBio) para aproximar o conhecimento científico da sociedade e atuar nas áreas de comunicação, educação, subsídios a políticas públicas, pesquisa e controle de coral-sol (*Tubastraea* spp.), através do Projeto Coral-Sol. Em 2014, estabeleceu-se a Rede Coral-Sol de PDT&I, com treze instituições de pesquisa e gestão, com espaço para divulgação no Aquário Marinho do Rio em 2016.

Em 2016 foram priorizadas três espécies no Plano Plurianual do Governo Federal (Lei nº 13.249/2016): javali (*Sus scrofa*), mexilhão-dourado e coral-sol (*Tubastraea* spp.). Planos Nacionais de controle foram elaborados entre 2016 e 2017 para execução até 2021. Em 2017, foi aprovado o Projeto GEF Pró-Espécies: Estratégia

Nacional para a Conservação de Espécies Ameaçadas, com execução até 2023, incluindo um componente para melhoria da gestão de espécies exóticas invasoras.

Em 2017, a CONABIO recriou a Câmara Técnica de Espécies Exóticas Invasoras, que aprovou a nova [Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras](#) (Brasil 2018a, Brasil 2018b), alinhando iniciativas nacionais com compromissos internacionais, especialmente a Meta 15.8 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ONU 2018).

O INEMA-BA promoveu em 2019 a elaboração de planos de ação para duas Unidades de Conservação e a formação de servidores para manejo de espécies exóticas invasoras, com apoio do Instituto Hórus. Em 2022, o INEMA investiu recursos na elaboração de uma lista estadual de espécies exóticas invasoras e na gestão de ameaças a espécies nativas no território do Plano de Ação Territorial Chapada Diamantina – Serra da Jiboia.

O IMA-SC publicou portarias regulamentando o uso de espécies listadas no ano de 2020, com melhoria de critérios para atividades sujeitas a licenciamento ambiental. No Rio de Janeiro, algumas ações de manejo de espécies exóticas invasoras foram incluídas no Plano de Ação Nacional da Flora Endêmica, coordenado pelo Centro Nacional de Conservação da Flora do Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, o que levou a novo evento de formação de pessoas e à elaboração de planos de ação para diversas Unidades de Conservação estaduais em 2021, com apoio do Instituto Hórus.

Em março de 2021, o Governo de Pernambuco instituiu o Decreto nº 50.351, que dispõe sobre ações de prevenção, erradicação, controle e monitoramento de espécies exóticas invasoras e proteção da biodiversidade marinha. No ano de 2022, teve início a elaboração de uma lista oficial para o estado.

O MMA elaborou, entre 2021 e 2023, listas nacionais de espécies exóticas invasoras presentes no país e com risco de introdução, assim como um Programa Nacional de Alerta, Detecção Precoce e Resposta Rápida de Espécies Exóticas Invasoras. No mesmo período, o ICMBio estabeleceu a Divisão de manejo de espécies exóticas invasoras para orientar, apoiar e estimular o manejo de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais.

A evolução do tema é sumarizada na Figura 6.1.

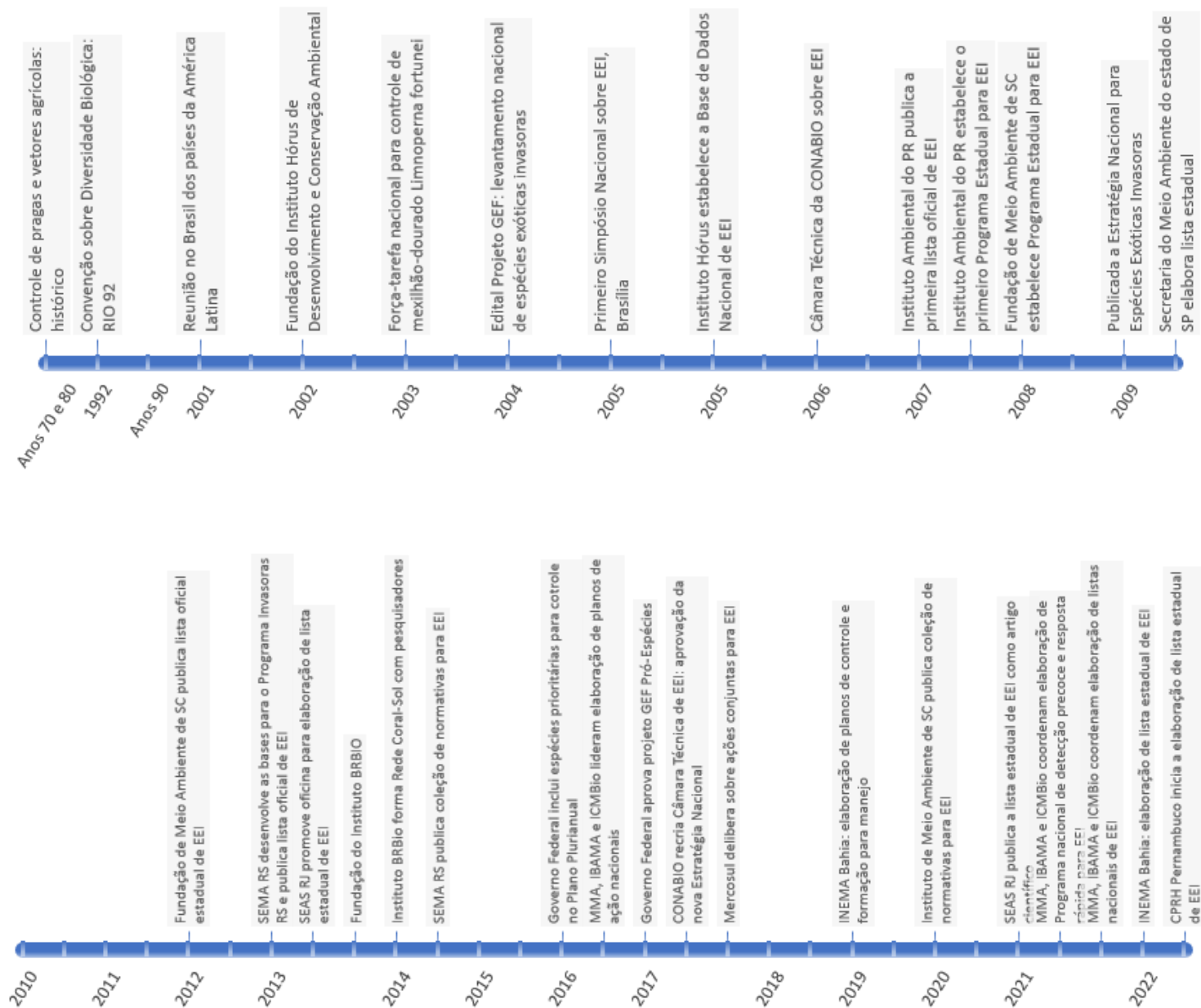


Figura 6.1 – Linha do tempo: evolução do tema com os principais marcos legais e de políticas públicas referentes a espécies exóticas invasoras no Brasil.

6.1.2 Desafios da governança de espécies exóticas invasoras no Brasil

O desafio em termos de governança de espécies exóticas invasoras no Brasil está em priorizar o tema como uma política pública transversal – ambiental, econômica e de saúde – e ampliar o conhecimento de sua importância tanto entre gestores e técnicos da administração pública, quanto de empreendedores privados e do público em geral, em especial sobre como agir para prevenir, mitigar impactos negativos e solucionar problemas de invasão biológica. Essas lacunas são abordadas nos capítulos 3, 4 e 5 deste diagnóstico, sendo importante salientar que a governança de espécies exóticas invasoras exige planejamento e implementação de ações complexas e integradas.

Parte do problema se deve ao fato de que a governança de espécies exóticas invasoras carece de experiências mais longas e continuadas de aplicação prática no Brasil, em especial na esfera federal. Adicionalmente, as referências ao tema na legislação ambiental são fragmentadas, o que aumenta o desafio para capacitação, subsídio ou instrução de autoridades responsáveis pela gestão ambiental em todas as esferas da administração pública no curto prazo requerido para dar respostas efetivas a processos de invasão biológica.

Em nível estadual, por sua vez, estão disponíveis exemplos de experiências mais longas de gestão de espécies exóticas invasoras, iniciadas pelo governo do estado do Paraná em 2001, de Santa Catarina em 2008 e do Rio Grande do Sul em 2013. Dada a necessidade de descentralizar a gestão e as ações práticas necessárias, esses modelos constituem importante fonte de referência para replicação aos demais estados do país. Está diretamente vinculada às iniciativas estaduais a atuação do terceiro setor, na figura do Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, que proveu apoio ao desenvolvimento dos programas estaduais de gestão e informação técnica para a elaboração de listas oficiais estaduais através da Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras.

O envolvimento de distintos setores é necessário para elaborar e implementar planos, políticas e estratégias de execução regional. O ponto crucial está no estabelecimento de coordenação dedicada às iniciativas, com preparo para realizar esforços de articulação e integração institucional, assim como para buscar recursos para financiar ações de curto e longo prazo. As iniciativas desenvolvidas no país até hoje incluem uma rica lista de exemplos dessas dificuldades em nível federal, como foi o caso na força tarefa do mexilhão-dourado. No relatório final produzido pela força-tarefa do mexilhão-dourado, concluiu-se que o controle e a contenção da dispersão da espécie constituem tarefas de caráter permanente e cooperativo, algo que uma força-tarefa de caráter emergencial não poderia prover.

A resistência a certas ações de manejo de espécies exóticas invasoras está principalmente calcada na falta de percepção do público sobre os impactos deletérios de invasões biológicas, assim como no interesse de produtores que não querem que as espécies de seu uso sejam tratadas como invasoras e na falta de investimento em alternativas de produção com espécies nativas ou não invasoras.

Nesse sentido, ganha destaque a formação pública, com companhias e a disponibilização de materiais de referência e implementação de políticas de apoio ao desen-

volvimento de alternativas produtivas sustentáveis, especialmente em áreas como a aquicultura, o comércio de plantas ornamentais, de animais de estimação e de plantas cultivadas para fins diversos, incluindo a produção florestal.

Os benefícios do uso de espécies nativas e não invasoras deve ser veiculado também em ligação com a melhoria de resiliência ambiental para os efeitos negativos da crise climática, seja em função da manutenção do equilíbrio hídrico, da capacidade de restauração de ambientes naturais após eventos climáticos extremos e outros exemplos de fácil compreensão.

O fato de algumas espécies carismáticas integrarem listagens de espécies exóticas invasoras, a exemplo de cães, gatos, primatas e outros mamíferos e aves, gera resistência do público em geral na aceitação de que possam ser um problema ambiental. Da mesma forma, espécies amplamente utilizadas em sistemas produtivos ou de aspecto estético agradável geram conflitos de interesse, seja porque as medidas de manejo necessárias à produção segura aumentam os custos de produção ou porque há defensores de árvores ou de animais independente do dano que possam vir a causar.

Não menos importante é a resistência de setores econômicos que utilizam ou são vias de dispersão de espécies exóticas invasoras em relação à adoção de medidas de controle ou responsabilidade por escapes e danos ambientais, econômicos e sociais. O poder judiciário tem um papel crescente na exigência da aplicação do Princípio Poluidor-Pagador para responsabilizar causadores de impactos ambientais. Os desafios da governança incluem a necessidade de análise dos setores que funcionam como vias de introdução e dispersão de espécies exóticas invasoras a fim de que a gestão dessas vias seja exequível.

6.1.3 Capacidade institucional e formação de pessoas

A qualificação de profissionais da área ambiental sobre espécies exóticas invasoras, tanto no nível técnico como no operacional, é fundamental para o aprimoramento de técnicas e ações de prevenção e controle. Dada a diversidade de partes interessadas e instituições a envolver, é indispensável o engajamento de gestores ambientais das três esferas do poder público para a realização de ações conjuntas e coordenadas de controle e manejo de espécies exóticas invasoras em consonância com iniciativas da academia e do terceiro setor.

Nos últimos anos, houve progresso na capacidade institucional para atuar com o tema no MMA, no ICMBio e no IBAMA, porém há uma lacuna evidente relacionada à quantidade de servidores e ao preparo técnico para atuar na agenda. As agências ambientais dos estados do Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Bahia, São Paulo e no Distrito Federal, por sua vez, avançaram de forma significativa, assim como os governos do Espírito Santo e Pernambuco.

No Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, normativas específicas para espécies foram publicadas, respectivamente, em 2013 e em 2020, regulamentando as listas oficiais estaduais. No âmbito da sociedade civil, o Instituto Hórus vem promovendo

cursos de capacitação técnica para manejo de espécies exóticas invasoras desde 2007. Além do manejo, também foram realizados cursos sobre a aplicação de análises de risco para invasão biológica para agências estaduais e federais.

O Instituto Brasileiro de Biodiversidade (BrBio) vem promovendo ações de sensibilização e capacitação sobre invasões biológicas e biodiversidade para pescadores tradicionais e profissionais, caiçaras, veranistas e moradores, educadores, estudantes (fundamental, médio e superior), gestores, mergulhadores, empresários em geral, guias de turismo, profissionais de turismo e de hotelaria, barqueiros, líderes locais, jornalistas e aquarofilistas desde 2006, através do Projeto Coral-Sol.

O ICMBio oferece, desde 2020, um curso anual de educação à distância para gestores de Unidades de Conservação federais sobre manejo de espécies exóticas invasoras. Eventos de capacitação vêm sendo realizados em parceria ou por equipes gestoras de UCs com comunidades para, por exemplo, instruir proprietários rurais a construir armadilhas para o javali (APA do Ibirapuitã/RS), ou operadoras de mergulho sobre como atuar ao avistar o peixe-leão (*Pterois volitans*) (APA e PARNA Fernando de Noronha).

Outro importante fator para a atuação de agentes públicos é o aporte de recursos orçamentários. A lacuna de políticas públicas específicas e de programas consolidados dificulta a alocação de recursos para o tema. No Rio Grande do Sul, o Programa Invasoras RS utiliza recursos do Fundo Estadual de Meio Ambiente para financiar ações de controle de espécies exóticas invasoras em áreas prioritárias. Em Santa Catarina, recursos de compensação ambiental têm financiado ações de controle em áreas naturais.

6.2 Respostas de gestão com base legal

6.2.1 Tratados internacionais e legislação de base

Embora a fragmentação e a complexidade da legislação sejam desafios significativos, a atuação de tomadores de decisão e demais partes interessadas na gestão e manejo de espécies exóticas invasoras conta com suporte legal em diversos níveis. O arcabouço legal existente pode ser utilizado por agentes públicos para embasar e justificar a tomada de decisão e por partes interessadas não governamentais para cobrar atuação do poder público. Na base desse arcabouço jurídico estão a Constituição Federal e as convenções internacionais das quais o Brasil é signatário.

6.2.1.1 Constituição Federal

No ordenamento jurídico brasileiro, o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado é protegido pela Constituição Federal de 1988 (Brasil 1988), que faz referência expressa a tratados e convenções internacionais, por leis ordinárias e complementares, bem como pela legislação infralegal. Destaca-se, no Art. 225, o dever do Poder Público (União, Estados e Municípios) de defender “o meio ambiente ecologicamente equilibrado”, bem como de “defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

No tema de responsabilidade civil, o §3º, do art. 225, da Constituição, c/c com o art. 14, §1º, da Lei nº 6.938, de 31/03/1981, institui a responsabilidade objetiva de quem desenvolve atividades lesivas ao meio ambiente. O poluidor é obrigado a indenizar ou reparar os danos causados ao meio ambiente independentemente de culpa. Este artigo abre oportunidades para melhorar o manejo de espécies exóticas invasoras utilizadas para fins produtivos e comerciais.

A atuação da União, Estados, Distrito Federal e municípios em relação ao art. 23 da Constituição é regulamentada na Lei Complementar nº 140 (Brasil, 2011). Especificamente no controle de introdução de espécies exóticas potencialmente invasoras que possam ameaçar os ecossistemas, habitats e espécies nativas, o Art. 7º, incisos XVII e XVIII preveem ação administrativa a cargo da União. Entretanto, a mesma Lei Complementar estabelece competência comum da União, estados, Distrito Federal e municípios para a fiscalização e a punição de infrações administrativas ambientais, sobretudo quanto a danos, diretos ou indiretos, causados a bens de titularidade do ente federativo em questão, independentemente de quem seja titular do poder de licenciamento.

6.2.1.2 Convenções internacionais

O Brasil é signatário de convenções e tratados internacionais relevantes para o tema de espécies exóticas invasoras, sendo a principal delas a Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (CDB) (BRASIL 1998a), que no Artigo 8(h) estabelece que cada parte signatária deve impedir que se introduzam, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies.

A CDB provê uma série de diretrizes para a gestão de espécies exóticas invasoras e orienta o Marco Global para a Diversidade Biológica, renovado na Convenção das Partes em dezembro de 2022 com a proposta de proteger 30% das terras, oceanos, áreas costeiras e águas interiores até 2030 em todo o mundo, e restaurar 30% dos ecossistemas já degradados. A proposta de ação para espécies exóticas invasoras se refere à Meta 6, a qual dispõe que “Até 2030, gerenciar e, quando possível, controlar as vias e vetores de introdução de espécies exóticas invasoras, alcançando uma redução de 50% na taxa de novas introduções e controlar ou erradicar as espécies exóticas invasoras para eliminar ou reduzir seus impactos, incluindo em pelo menos 50% das áreas prioritárias”.

O Brasil aderiu aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, que incluem 17 Objetivos e 169 Metas. A Meta 15.8 estabelece a implementação de medidas para evitar a introdução e reduzir significativamente o impacto de espécies exóticas invasoras em ecossistemas terrestres e aquáticos, e controlar ou erradicar espécies prioritárias.

A Convenção Internacional sobre Controle e Gestão da Água de Lastro e Sedimentos de Navios foi aprovada pelo Decreto Legislativo nº 148 (Brasil 2010). No Artigo 2ª estabelece a obrigação de que seja eliminada “a transferência de organismos aquáticos nocivos” (Quadro 1).

A Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, internalizada pelo Decreto nº 1.530, (Brasil, 1995), no Artigo 196 afirma que os Estados devem “tomar todas as medidas necessárias para prevenir, reduzir e controlar a poluição do meio marinho resultante da utilização de tecnologias sob sua jurisdição ou controle, ou a introdução intencional ou não intencional de espécies estranhas ou novas que nele possam provocar mudanças importantes e prejudiciais”.

Outras convenções internacionais das quais o Brasil é signatário também aprovaram decisões envolvendo espécies invasoras. Foi o caso da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção (Brasil 2000a, CITES 2004), da Convenção sobre Espécies Migratórias (CMS 2014) e da Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Convenção de Ramsar 2002, Brasil 2018c).

Outros acordos relevantes se referem à Organização Internacional da Saúde Animal (OIE), à Convenção Internacional para a Proteção de Plantas (IPPC), ao Protocolo de Cartagena sobre Biossegurança e Medidas Sanitárias e Fitossanitárias da Organização Mundial do Comércio (WTO SPS) e à Convenção para a Proteção do Patrimônio Mundial, Cultural e Natural (WHC).

QUADRO 6.1 - ESPÉCIES INVASORAS NO TRANSPORTE MARÍTIMO - UM PROBLEMA INTERNACIONAL COM REFLEXOS NO BRASIL

Os direcionamentos estabelecidos pela Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED) de 1992, realizada no Rio de Janeiro (ECO-92), refinados em 2002, demandaram da Organização Marítima Internacional e outras organizações relacionadas ao transporte marítimo o enfrentamento do problema de transferência de espécies exóticas invasoras por água de lastro e bioincrustação.

O Programa Global de Gerenciamento de Água de Lastro (GloBallast), iniciado no ano 2000, culminou com a aprovação da Convenção Internacional para o Controle e Gestão de Águas de Lastro e Sedimentos de Navios em 2004, posteriormente normatizado pela Marinha do Brasil com a Norma da Autoridade Marítima para o Gerenciamento da Água de Lastro de Navio - NORMAM-20/DPC e revisões subsequentes. Esta NORMAM estabelece informações sobre a gestão, métodos de gerenciamento de Água de Lastro, incluindo Sistema de Tratamento de Água de Lastro (BWMS) e a implementação do Plano de Gerenciamento da Água de Lastro do Navio e do Livro Registro de Água de Lastro, como forma de comprovação da execução de procedimentos seguros e eficazes.

Os desafios relacionados aos impactos gerados pela bioincrustação de embarcações ainda estão sendo tratados na IMO com o Projeto GloFouling, que busca implementar a Resolução MEPC no 207(62) com as Diretrizes da IMO para o controle e gerenciamento da bioincrustação dos navios, adotando uma abordagem globalmente consistente sobre o controle para minimizar riscos de transferência de espécies aquáticas invasoras. Esta resolução apresenta caráter não compulsório aos estados membros, porém já apresenta alguns avanços como a proposição do Plano de Gestão e o Livro de Registro de Bioincrustação.

Esta Diretriz mesmo serviu de base para algumas exigências realizadas nos processos de licenciamento ambiental de empreendimentos marítimos e costeiros, como por exemplo a exigência de apresentação de atestado de casco limpo para embarcações de apoio de plataformas de petróleo e de usinas eólicas offshore.

6.2.1.3 Principais diplomas legais no país

Estando clara a proteção ambiental em nível constitucional e internacional, existem outros diplomas legais, principalmente em nível federal e estadual (Leis, Decretos, Portarias, Instruções Normativas e Deliberações) que têm efeitos diretos ou indiretos na gestão de espécies exóticas invasoras.

A maior parte desses documentos pode ser consultada na lista de marcos legais mantida pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (Instituto Hórus 2023), ou na coletânea publicada pelo ICMBIO (ICMBIO 2018), que além de 36 normas de âmbito federal, também apresenta listas de pareceres internos relevantes e ações relacionadas a espécies exóticas previstas em Planos de Ação Nacionais para espécies ameaçadas de extinção.

Os dispositivos principais dentre os vários listados nessas compilações são apresentados com um detalhamento um pouco maior a seguir, de acordo com suas aplicações.

6.2.2 Regulamentação setorial

Atividades de cultivo e de criação, o turismo e a navegação comercial estão entre as principais vias de introdução e dispersão de espécies exóticas em razão de introduções e reintroduções recorrentes de grandes quantidades de espécimes, o que potencializa o estabelecimento e a invasão biológica (Saul et al. 2017, Turbelin et al. 2022, Instituto Hórus 2023). Ferramentas legais podem ser utilizadas para prevenir a introdução de novas espécies, controlar a dispersão de espécies já introduzidas no ambiente natural ou incentivar o controle e erradicação de focos de invasão.

6.2.2.1 Licenciamento ambiental

A principal ferramenta legal disponível para uso em quaisquer das atividades setoriais é o licenciamento ambiental. A Constituição Federal de 1988, em seu art. 225, IV, exige o estudo prévio de impacto ambiental para obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente. A Lei nº 140, de 8 de dezembro de 2011, art. 2º, define o licenciamento ambiental como o procedimento administrativo destinado a “licenciar atividades ou empreendimentos utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental”.

A Política Nacional de Meio Ambiente-PNMA (Brasil 1981) estabelece, no Anexo VIII, como potencialmente poluidoras, portanto, passíveis de licenciamento, atividades que envolvam a introdução de espécies exóticas, exceto para melhoramento genético vegetal e uso na agricultura. Adicionalmente, a PNMA define “poluição” no artigo 3º como sendo a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança, e o

bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente.

Sob esse viés legal, a introdução de espécies exóticas invasoras no Brasil é claramente classificada como atividade passível de licenciamento ambiental, enquanto a dispersão de espécies exóticas invasoras pode ser entendida como uma forma de poluição e de crime ambiental. Assim, toda atividade na qual houver potencial de causar degradação ambiental, sob qualquer forma, precisa ser licenciada, cabendo exclusivamente ao empreendedor a obrigação de evitar, controlar ou mitigar impactos.

A decisão de licenciar ou não uma atividade está sujeita aos princípios da prevenção e da precaução. O princípio da precaução é especialmente importante, pois determina que, ao invés de contabilizar os danos e tentar repará-los, se tente sobretudo evitar a sua ocorrência. É a aplicação do brocardo “mais vale prevenir” uma vez que, em muitos casos, depois de o dano ocorrer, a reconstituição ambiental é impossível ou muito onerosa. Com efeito, o custo das medidas necessárias para evitar a ocorrência de poluição é sempre muito inferior ao custo das medidas de despoluição após a ocorrência do dano, ao qual se acresce o custo do próprio dano (Canotilho 1998).

6.2.2.2 Setorização

O licenciamento ambiental de diferentes atividades envolve diferentes grupos de normas e regulamentos, sendo que o manejo de espécies exóticas aparece com maior ou menor força em cada setor. A maior parte dos empreendimentos está sujeita a regulações estaduais e municipais que podem ou não incluir referências ao tema. Os principais setores com interfaces com o tema de espécies exóticas invasoras são a agropecuária, incluindo a aquicultura, a jardinagem, o aquarismo, o mercado de animais de estimação, o turismo (incluindo a pesca desportiva), os transportes terrestres, aéreos e a navegação, que envolve a introdução de espécies em água de lastro ou por bioincrustação (Saul et al. 2017, Turbelin et al. 2022). Outras atividades também podem ser vetores ou ser afetadas pela introdução de espécies invasoras, como a indústria petroleira, atividades portuárias, a geração de energia, a construção civil e a saúde pública.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA tem a competência de estabelecer normas e critérios para o licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras, a ser concedido pela União, pelos Estados, pelo Distrito Federal e pelos Municípios. A atuação do CONAMA, entretanto, geralmente se restringe a diretrizes gerais e regras mais amplas para aplicação pelos órgãos licenciadores.

Nos empreendimentos com foco na criação e/ou cultivo de espécies exóticas deve-se reconhecer que o risco de escape e dispersão é inerente e, em muitos casos,

frequente. Assim, recomenda-se que empreendimentos localizados no interior ou no entorno de áreas ambientalmente sensíveis não envolvam a criação ou o cultivo de espécies exóticas invasoras

6.2.2.2.1 Agropecuária

Embora o licenciamento de atividades agropecuárias traga poucas referências a espécies exóticas invasoras, muitas invasoras no país são oriundas de introduções intencionais por este setor, como o nim (*Azadirachta indica*), gramíneas africanas (braquiárias *Urochloa* spp., capim-gordura *Melinis minutiflora*) e outras plantas forrageiras como a leucena (*Leucaena leucocephala*) e a algaroba (*Prosopis* spp.), além de espécies para fins alimentares como o caracol-gigante-africano (*Lissachatina fulica*). Destaca-se ainda o setor de plantas ornamentais com milhares de plantas introduzidas.

Como o setor tem regramentos diversos em nível federal, estadual e municipal, uma análise da interação desses regramentos com a gestão de espécies exóticas invasoras pode melhorar a governança do tema no país.

6.2.2.2.2 Aquicultura e pesca desportiva

Considerada a principal via de introdução de espécies exóticas em ambientes de águas continentais, a aquicultura tem referências ao tema na Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca (Brasil 2009b). Nessa política se estabelece que, na criação de espécies exóticas, é responsabilidade do aquicultor assegurar a contenção dos espécimes no âmbito do cativeiro, impedindo seu acesso às águas de drenagem de bacia hidrográfica brasileira, e que a autoridade competente adotará, como ato administrativo, a permissão para importação de espécies aquáticas para fins ornamentais e de aquicultura.

Entretanto, ainda, os aquicultores não estão aptos a adotar comportamento adequado e implementar infraestrutura que evitem o escape e contenham espécimes exóticos, especialmente em eventos ambientais extremos, como grandes cheias ocasionais.

Ainda no âmbito federal, uma miríade de Decretos e normas do IBAMA e do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) regulam o licenciamento e tratam do tema, com uma lista extensa comparada a outras atividades (ver Capítulo 12 da publicação técnica “Espécies Exóticas Invasoras de Águas Continentais no Brasil”, MMA 2019).

Fortemente associada ao turismo, a pesca desportiva, bem como iniciativas de peixamento de reservatórios, açudes e represas de hidrelétricas, têm sido, por décadas, uma das principais vias de introdução e dispersão de espécies exóticas no país, frequentemente ignoradas em razão de sua popularidade e relevância econômica (Saul 2017, Turbelin 2022, Casimiro et al. 2022). Aplica-se, entretanto, praticamente o mesmo arcabouço legal utilizado na aquicultura.

6.2.2.2.3 Manejo florestal

O manejo florestal é ligado a atividades extrativistas e tem interface clara com espécies exóticas invasoras. Tanto é que, em nível federal, a Lei nº 12.651 (Brasil 2012) faz referências diretas ao tema, estabelecendo que o manejo florestal sustentável da vegetação da Reserva Legal com propósito comercial depende de autorização do órgão competente e deve conduzir o manejo de espécies exóticas com a adoção de medidas que favoreçam a regeneração de espécies nativas. Esta questão é especialmente importante para Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente de empresas florestais, onde a regeneração ainda tende a ser passiva e não realizar o controle de espécies exóticas invasoras que atrapalham a restauração espontânea.

A mesma Lei apresenta uma lista de critérios para uso de espécies exóticas na regularização de Reservas Legais e cria a necessidade de licenças e autorizações para o comércio de plantas vivas e outros produtos oriundos da flora nativa, procedimento que pode ser utilizado como forma de controle da introdução e reintrodução de espécies nativas fora da área de distribuição natural.

Assim como no caso das demais atividades agropecuárias, um levantamento de normas e regulamentações aplicáveis ao setor com implicações na gestão de espécies exóticas pode ser útil no controle de espécies florestais como pinheiros-americanos (*Pinus spp.*), acácias (*Acacia spp.*) e outras, como uva-do-japão (*Hovenia dulcis*), jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*), dendezeiro (*Elaeis guineensis*) e goiabeira (*Psidium guajava*).

6.2.2.2.4 Animais de estimação e aquarismo

Nesse universo, merece destaque a Lei Federal nº 5.197 (Brasil 1967), que estabelece que nenhuma espécie (de fauna) poderá ser introduzida no país sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida na forma da Lei, refletida na Lei Federal nº 9.605/1998 de Crimes Ambientais, artigo 31, que caracteriza como crime ambiental “Introduzir espécime animal no país sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida por autoridade competente” (Brasil 1998b), assim como em normas federais específicas regulamentando a importação de espécimes da fauna, incluindo recursos pesqueiros, editadas pelo IBAMA desde sua criação em 1989 (ver Capítulo 12 da publicação técnica “Espécies Exóticas Invasoras de Águas Continentais no Brasil”, MMA 2019).

6.2.2.3 Outras atividades e regulações específicas

O potencial de introdução e dispersão de espécies exóticas deve ser considerado em processos de licenciamento ambiental de qualquer atividade, mesmo que seu objeto seja totalmente desvinculado do uso da biodiversidade. São exemplos o trânsito de plataformas de petróleo como vetor da dispersão do coral-sol e a

dispersão do mexilhão-dourado nas bacias dos rios Paraguai, Uruguai e Paraná através de embarcações fluviais.

É importante ressaltar que a Lei nº 9.985 sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Brasil 2000b) proíbe a introdução de espécies exóticas em Unidades de Conservação. Além das atividades licenciáveis, outras atividades que frequentemente resultam em invasão biológica estão associadas à aquisição ou escolha inadequada de espécies para cultivo, criação e como animais de estimação. No caso de plantas invasoras, a disponibilidade e o preço no mercado são fatores importantes na escolha de espécies para projetos paisagísticos e cultivo. Assim, medidas de prevenção devem ser indicadas não só para empreendedores e órgãos ambientais, mas também para produtores de mudas e sementes, profissionais do setor de paisagismo e projetos de restauração de áreas degradadas, com atenção especial para aqueles relacionados à mitigação de impacto de empreendimentos lineares (estradas, rodovias, ferrovias, dutos e linhas de transmissão de energia elétrica). Para a fauna terrestre, o mercado de animais exóticos de estimação é o mais representativo e crescente, no que diz respeito à introdução de novas espécies exóticas invasoras (Lockwood et al. 2019).

6.2.3 Inconsistências e lacunas legais no Brasil

6.2.3.1 Inconsistências

Apesar do que requer a Constituição Federal, dos acordos internacionais e da legislação base já existente e citada anteriormente, o poder público não concretizou os mandamentos de prevenção, isto é, detecção, vigilância, erradicação ou controle das espécies exóticas invasoras. Esforços de controle de espécies exóticas invasoras começam a fazer parte da rotina de manejo em algumas áreas, em acordo com a previsão legal de ações da União com esse fim (Brasil 2011). De forma geral, em se tratando de gestão de invasões biológicas, observa-se a necessidade de reduzir o distanciamento entre a norma e a realidade.

Como forma de contornar esse problema, há de lembrar a posição do Brasil dentro de um sistema jurídico, caracterizado por uma codificação mais ampla que pressupõe que as leis, quanto mais detalhadas, mais moldam o comportamento dos cidadãos. Dessa forma, uma compilação normativa que trate especificamente de espécies invasoras (um tipo de Código ou Política Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras), bem como previsões de ações administrativas mais detalhadas além das genéricas já previstas nos regramentos acima citados, pode ser de grande utilidade para o avanço da gestão do tema no país. De igual forma, o uso de incentivos econômicos para reduzir o uso e assegurar o manejo adequado de espécies exóticas invasoras são opções a serem exploradas.

6.2.3.2 Lacunas legais

Embora a introdução de animais (terrestres ou aquáticos, incluindo recursos pesqueiros) esteja regulamentada, o mesmo não ocorre para plantas, fungos e mi-

crorganismos, para os quais a necessidade de autorização ou licença pelo órgão ambiental para importação de organismos vivos não está claramente expressa em nenhum diploma legal, à exceção de espécies constantes nas listas da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção (CITES).

O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) tem atribuições e regramentos específicos para a importação de plantas, produtos vegetais e outros materiais capazes de abrigar ou disseminar pragas, com foco direcionado a questões fitossanitárias (Instrução Normativa nº 28, de 20 abril de 2020). O MAPA também regulamenta a produção, importação e comercialização de cepas de microrganismos utilizados como inoculantes em processos industriais diversos (Vasconcelos et al. 2016).

Entretanto, para a maior parte dos grupos biológicos a informação se restringe à introdução e reintrodução por importação. Para movimentação interna no país, ou introdução e reintrodução de espécies nativas fora das áreas de distribuição natural, a necessidade de autorização ou licença inexistente ou tem nível de cumprimento muito baixo por parte do setor produtivo e do próprio poder público.

Adicionalmente, existe um passivo de espécies introduzidas no Brasil com histórico de invasão em outros países.. A identificação dessas espécies com base no histórico de invasão biológica ou de análises de risco, e a restrição ou mesmo proibição do seu uso é uma medida preventiva importante para evitar invasões biológicas futuras.

2.3.2.1 Registro de herbicidas e produtos químicos para o controle de espécies exóticas invasoras

Embora a regulamentação de uso de agrotóxicos e pesticidas no país seja extensa, o uso específico para controle de espécies exóticas invasoras, tanto de plantas como de animais, configura uma lacuna legal porque as situações de controle não se enquadram no uso mais comumente feito desses produtos.

Os herbicidas são, de modo geral, registrados para uso agrícola ou uso florestal, sendo poucos os produtos registrados para uso não agrícola, que serviriam para o controle de espécies exóticas invasoras em áreas naturais. Além disso, a grande parte das espécies exóticas invasoras presentes no país não consta nos registros dos produtos, nem estão listadas nos rótulos, gerando dúvidas sobre a legalidade do seu uso. A definição de um procedimento ágil para inclusão de espécies nos registros é necessária para facilitar e agilizar a autorização para controle de espécies invasoras, que muitas vezes é emergencial por ser curta a oportunidade temporal para atingir a erradicação de focos iniciais de invasão biológica. Esse procedimento pode ser realizado por similaridade de alvos, quando há evidências de que, ao funcionar para uma árvore de uma espécie, tende a funcionar para ár-

vores de outras espécies de porte similar, como de fato ocorre na prática; ou a partir de referências de uso em outros países que sirvam para corroborar a eficácia, seja porque são indicadas em guias de controle de plantas invasoras ou relatadas em experiências de campo. A atualização desse procedimento, de modo a permitir a inclusão de espécies nos registros com base em referências técnicas e trabalho prático, dispensando a exigência de realizar testes de campo para cada espécie, será um ganho inestimável para viabilizar o controle de espécies exóticas invasoras, sendo crucial para iniciativas de resposta rápida na detecção de novos focos de invasão biológica que podem ser considerados emergenciais. O mesmo se aplica a produtos químicos empregados para grupos de animais invasores, como iscas de veneno para ratos ou gatos e também ictiocidas.

2.3.2.2 Microchipagem de animais de estimação

A implantação de microchips em animais de estimação que podem impactar a fauna nativa, incluindo cães e gatos domésticos, é uma alternativa de alto valor para facilitar a identificação e a responsabilização de proprietários de animais. A obrigatoriedade de uso de microchips é uma necessidade frente ao amplo registro de impactos derivados da entrada desses animais em áreas naturais, seja em função de predação de animais nativos ou do potencial de transmissão de doenças (Vilela, Lamim-Guedes 2014, Lessa et al. 2016, Lessa 2017, Pereira et al. 2019). Da mesma forma, o comércio de animais de estimação precisa ser regulamentado para incluir essa exigência em todas as espécies passíveis de aplicação, a exemplo do tigre-d'água (*Trachemys dorbigni*), para a qual um criador desenvolveu o negócio Marca Pet dada a alta taxa de soltura da espécie em parques urbanos e áreas naturais. A venda desses animais no estado de Santa Catarina está regulamentada na Portaria IMA SC 19/2020, que estabelece procedimentos para a posse, a aquisição, o comércio e o manejo dos animais.

2.3.2.3 Licenciamento para o setor de plantas ornamentais

Sendo que mais da metade das plantas exóticas invasoras presentes no Brasil foram introduzidas para fins de paisagismo (Zenni 2014), a atividade requer atenção especial. Não existem condicionantes de licenciamento específico no sentido de estabelecer restrições ao uso de espécies exóticas invasoras nessas atividades. Essa situação, combinada ao desconhecimento do público em geral sobre o problema, gera amplas oportunidades de invasão biológica. A elaboração e a divulgação de listas de espécies alternativas para produtores, comerciantes, colecionadores e aficionados de plantas ornamentais, assim como a regulamentação das atividades comerciais, são necessárias e complementares para reduzir a pressão de propágulos gerada pela atividade. A adoção de protocolos de análise de risco para a introdução de espécies ao país e a estados, a divulgação de listas de espécies exóticas invasoras usadas no paisagismo, a regulamentação de uso e comércio através de licenciamento ambiental, o fomento de pesquisas sobre a

germinação e a produção de espécies nativas com potencial ornamental em diferentes ecossistemas, a promoção de novas alternativas sustentáveis (por exemplo, em função de adaptação climática e baixo consumo de água) e a criação de incentivos para a produção dessas espécies são importantes para viabilizar a substituição gradual de espécies exóticas invasoras e prevenir a introdução de novas espécies com histórico de invasão.

6.3 Aspectos culturais, sociais e econômicos

Uma questão chave da problemática de espécies exóticas invasoras é a referência cultural comum no Brasil de que espécies que vêm de fora são melhores para os mais diversos fins, associada à desvalorização e desrespeito à cultura dos povos originários que ocuparam o território brasileiro. O público em geral, assim como setores que utilizam espécies da flora e da fauna, comumente não tem conhecimento sobre a origem das espécies, ou de técnicas de cultivo de espécies nativas empregadas por populações indígenas ou comunidades tradicionais. A preocupação de setores envolvidos em atividades produtivas ou comerciais tem mais foco em questões de adaptação das espécies e de valor econômico. No presente, observa-se uma mudança no setor de plantas ornamentais em alguns locais do país, buscando-se valorizar a biodiversidade local por constituírem espécies “novas” e pouco conhecidas do público consumidor e pela função ecológica de contribuírem para manter o equilíbrio global e a resiliência no cenário da crise climática global.

Ainda assim, sem dúvida a valorização da biodiversidade local passa pelo conhecimento das espécies existentes, das técnicas e conhecimentos dos povos tradicionais e pela sua disponibilidade no mercado, de forma legal e a preços competitivos. Existe no país uma infinidade de conhecimentos, usos e estudos sobre espécies nativas, porém a tendência de mercado focada na importação ou translocação de espécies predomina, seja para fins ornamentais ou para fins produtivos. São exemplos a série Plantas do Futuro (MMA/EMBRAPA 2013), que traz informações sobre plantas nativas de valor econômico, e o website Arquiflora (<https://arquiflora.rio/>), sobre plantas nativas que podem substituir exóticas no paisagismo, direcionado a arquitetos e paisagistas.

A produção de plantas ornamentais alternativas a plantas exóticas invasoras para distintos ambientes, por exemplo, assim como a criação de peixes autóctones por bacia hidrográfica e de árvores nativas para fins de produção de madeira e subprodutos florestais, são soluções sustentáveis que contribuem para a conservação da diversidade biológica, assim como de serviços ecossistêmicos, ao mesmo tempo que valorizam a diversidade local e abrem novas oportunidades de mercado. Políticas de apoio a sistemas de produção com espécies nativas e adaptação de sistemas de produção de comunidades tradicionais são chave para que essas mudanças possam ser consolidadas.

6.3.1 Percepção pública e formação de pessoas

O conhecimento de que cada região detém uma biodiversidade específica e única é fundamental para a compreensão da problemática relacionada à introdução de espécies. O primeiro aspecto a ser trabalhado em atividades educativas é a percepção da ocorrência diferenciada de espécies ao redor do globo e nas diferentes regiões e biomas brasileiros. Também devem ser abordados os fatores ecológicos, evolutivos e geográficos que determinam a distribuição de espécies em diferentes escalas espaciais para então construir coletivamente os conceitos concernentes à invasão biológica, como as definições de espécies nativas, exóticas e exóticas invasoras, vetores e vias de introdução e dispersão, impactos ambientais, sociais, econômicos e culturais, entre outros.

Para a formação visando o reconhecimento de espécies locais é necessário o desenvolvimento de atividades educativas que despertem o olhar para a biodiversidade, como práticas de contemplação da natureza e de observação/identificação de espécies. Estas devem fomentar a identificação de espécies nativas locais e a distinção entre espécies nativas e exóticas locais ou presentes em outros locais com potencial de invasão local. Para tanto, destaca-se a potencialidade de projetos de ciência cidadã. Referências digitais estão disponíveis na forma de catálogos de espécies de plantas (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>) e animais (<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/>) no website do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (Jardim Botânico do Rio de Janeiro 2023).

A ciência cidadã integra a sociedade com investigações científicas, projetos de pesquisa e iniciativas de conservação ambiental no terceiro setor, ampliando o acesso da população ao conhecimento científico. Muitos projetos têm como foco a atuação de cidadãos na coleta de dados, mapeamento e monitoramento da ocorrência de espécies (Frigerio et. al. 2021) (Quadro 2). Assim, projetos educativos com objetivo de formar cidadãos para a identificação de espécies nativas e a notificação de ocorrência de espécies exóticas invasoras podem permitir à população contribuir no monitoramento e no manejo de espécies invasoras, ampliando a possibilidade de detecção precoce e a rápida tomada de decisões para erradicação de focos de invasão. Essa abordagem requer a existência de sistemas de notificação às autoridades ambientais responsáveis e bases de dados para registro de ocorrências (ver item 5.3.1).

A distribuição de materiais digitais acessíveis por telefone celular ou computador, de impressos ilustrados e guias de identificação tem contribuído para que a população reporte a ocorrência de espécies exóticas. Esses materiais devem incluir dados de contato das instituições responsáveis e as informações a serem anotadas e repassadas para viabilizar a confirmação dos registros de ocorrência.

QUADRO 6.2 - PROJETOS “BIOINVASORES MARINHOS” E “DE OLHO NO CORAL-SOL”

O Projeto Bioinvasores, uma parceria entre UFSC, ICMBio e Instituto Ekko Brasil, realiza treinamentos para operadoras de mergulho desde 2013, visando intensificar buscas de espécies invasoras marinhas, especialmente o coral-sol. A atividade “De olho no coral-sol” do Projeto Coral-Sol/BrBio com UERJ e UNIRIO (2017-2018), envolveu operadoras de mergulho no estado do Rio de Janeiro para monitoramento colaborativo. Materiais informativos foram produzidos e cartazes fixados em embarcações, o que gerou diversos registros novos (Machado et al 2021).



6.3.2 Mecanismos de financiamento

6.3.2.1 Fundo para o Meio Ambiente Mundial - GEF

O Fundo Global para o Meio Ambiente (Global Environment Facility - GEF) é um dos maiores financiadores de projetos ambientais no mundo. O GEF foi estabelecido em 1991 como um programa piloto de USD 1 bilhão do Banco Mundial para apoiar a proteção do meio ambiente global e promover o desenvolvimento sustentável. No Brasil, o FUNBIO atua como Agência Implementadora.

6.3.2.2 Fundo de Defesa de Direitos Difusos

Criado pela Lei nº 7.347, de 24 de julho de 1985, este fundo (<https://www.gov.br/mj/pt-br/acesso-a-informacao/perguntas-frequentes/consumidor/fundo-de-defesa-de-direitos-difusos>) tem por finalidade a reparação dos danos causados ao meio ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico, turístico, paisagístico, por infração à ordem econômica e a outros interesses difusos e coletivos. A articulação junto ao Conselho Federal Gestor do Fundo de

Defesa de Direitos Difusos para a definição de um novo eixo temático específico para o manejo de espécies exóticas invasoras é uma alternativa interessante para viabilizar investimentos em ações ligadas à restauração ambiental.

6.3.2.3 Medidas de compensação ambiental

Recursos disponíveis em nível federal, estadual e municipal a partir de processos de licenciamento ambiental, são uma fonte importante para a realização de ações para o manejo e a gestão de espécies exóticas invasoras.

6.3.2.4 Fundos estaduais de meio ambiente

Diversos estados dispõem de fundos ambientais que coletam recursos de multas e outras fontes para uso em ações de restauração, educação e outros fins na área ambiental. O Programa Invasoras RS (<https://www.sema.rs.gov.br/programa-invasoras-rs>), do Rio Grande do Sul, definiu regras para projetos de manejo de espécies exóticas invasoras a fim de facilitar o acesso aos recursos do Fundo Estadual de Meio Ambiente (FEMA).

6.3.2.5 Reparação de danos ambientais

Mecanismo de financiamento de ações baseado na obrigação legal de reparação de danos ambientais, normalmente vinculado a um infrator ou empreendimento causados de degradação ambiental, sendo demandado pelo processo de licenciamento ou ação judicial.

6.3.2.6 Termos de ajustamento de conduta

O Termo de Ajustamento de Conduta – TAC é um acordo entre o Ministério Público e um infrator de algum marco legal de direito coletivo, com o objetivo de impedir a continuidade da infração ou da reparação do dano, evitando a ação judicial.

6.3.2.7 Conversão de multas ambientais – IBAMA

Os editais de conversão de multas ambientais podem ser uma fonte de financiamento para projetos de manejo de espécies exóticas invasoras desde que o conceito tradicional de restauração ambiental seja expandido para ações de controle que não necessariamente envolvem o plantio de mudas de espécies nativas. Ainda que o plantio de mudas nem sempre seja necessário, o controle de espécies exóticas invasoras é fundamental para viabilizar a restauração e a regeneração de áreas naturais. Uma falha no processo é o desestímulo à elaboração de projetos para os editais, dado que são bastante trabalhosos e que as instituições que os elaboram não ficam vinculadas à execução. Com ajustes no processo, esses editais podem favorecer a restauração de áreas degradadas no país.

6.3.2.8 Programa de recompensas

Programas de incentivo financeiro em que uma quantia predeterminada é paga a um indivíduo mediante evidência satisfatória de coleta de um organismo especificado. Podem ser de tipos diversos, como por exemplo:

- **Contrato de prestação de serviços:** pagamento direto ao prestador de serviços (privado ou população) para remover ou coletar espécimes.
- **Estímulo ao comércio:** esforço, geralmente privado, quando existe mercado para uma espécie que pode ser coletada e posta à venda, como moluscos invasores que são usados como iguarias alimentícias.
- **Coleta recreativa:** ações que potencializam ou incentivam a pesca recreativa, o abate ou a armadilhagem de espécies invasoras.
- **Redução ou isenção de impostos:** programa que premia proprietários de terras que promovem algum tipo de ação contra espécies invasoras.
- **Mecanismos de condicionalidade:** pagamento de subsídios condicionados a metas de manejo preestabelecidas.
- **Criação de selos e certificados** que indiquem a empresa/produto como agente de controle de espécies exóticas invasoras como vantagem perante outras empresas/produtos.
- **Programas de arrecadação:** campanhas direcionadas a ações específicas e/ou manutenção de programas de manejo. Pessoas e empresas “patrocinam” as ações e têm suas marcas divulgadas em meios de comunicação.

6.4 Cenário futuro

Como espécies exóticas invasoras são uma das principais causas de perda de biodiversidade, o tema precisa ser incorporado no âmbito de políticas municipais, estaduais e federais de conservação da biodiversidade e de incentivo a sistemas produtivos. Por exemplo, no âmbito municipal, deve ser integrado aos Planos Municipais da Mata Atlântica. Como a conservação da biodiversidade não pode ficar restrita a Unidades de Conservação, arranjos institucionais devem envolver setores produtivos para melhoria de desempenho em relação às metas de desenvolvimento sustentável do milênio, contribuindo para manter a resiliência de sistemas naturais e conservar espécies, cadeias ecológicas e serviços ecossistêmicos. No cenário futuro, que não pode ser distante, é preciso permear o tema a todos os níveis de gestão e de prática para mitigar impactos presentes e futuros de invasões biológicas e prevenir problemas crescentes. Algumas medidas importantes são descritas a seguir.

6.4.1 Publicação de listas de espécies exóticas invasoras

A legislação federal prevê como crime ambiental a disseminação de espécies exóticas invasoras (Lei nº 9.605/1998, artigo 61, Brasil 1998b), relacionadas na Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras (Instituto Hórus 2023), em publicações do MMA sobre espécies marinhas e de águas continentais, em publicações da Fiocruz, da Embrapa, do Ibama, do ICMBio e do IPJBRJ, nas listas oficiais publicadas nos estados do Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, São Paulo, Distrito Federal e Bahia, assim como para o Rio de Janeiro em formato de artigo científico (Bergallo et al. 2021). Essas listas têm diversas decorrências positivas, a iniciar pela divulgação e melhoria da percepção pública sobre o problema, até a publicação de normas complementares que regulamentam o uso de espécies listadas. A publicação de listas em todos os estados do Brasil ampliaria grandemente a percepção do problema e, por consequência, a gestão do tema em todo o país. A partir da base de dados nacional, as informações devem ser complementadas com apoio de profissionais e gestores da área ambiental em cada estado. As listas são revisadas periodicamente, principalmente para incluir novos registros de espécies observadas.

6.4.2 Regulamentação de uso de espécies utilizadas em sistemas de produção

As listas de referência publicadas enquadram as espécies listadas em categorias, em geral de espécies que não têm uso econômico ou outro interesse significativo como proibidas (a exemplo do caracol-gigante-africano, *Lissachatina fulica*), e espécies de uso restrito, que devem ficar restritas a sistemas de produção nos quais são relevantes (como *Pinus* spp. na produção florestal ou peixes na aquicultura). A publicação de conjuntos de normas para uso dessas espécies, como realizado no Rio Grande do Sul em 2014 e em Santa Catarina em 2020, provê segurança jurídica aos setores econômicos interessados no seu uso e melhora a qualidade e a perspectiva de sustentabilidade desses sistemas produtivos ao prevenir a invasão biológica e os impactos ambientais, sociais, culturais e econômicos decorrentes. Os marcos legais publicados nesses estados estão disponíveis *online* nos websites da SEMA RS e do IMA SC, assim como na coletânea de legislação no *website* do Instituto Hórus (<https://institutohorus.org.br/marcos-legais/>) e podem servir como base para publicações em outros estados.

A inclusão de condicionantes em processos de licenciamento ambiental visando melhorar a biossegurança em empreendimentos que utilizam espécies exóticas invasoras é altamente desejável e pode ser realizada sem prejuízo aos sistemas produtivos. A adoção de medidas preventivas pode melhorar a adequação de empreendimentos em termos de sustentabilidade e para fins de certificação, agregando valor aos produtos gerados. Para a implementação destas medidas, destaca-se a necessidade de ampliação e fortalecimento de entidades de extensão rural que possibilitam aos produtores o acesso ao conhecimento decorrente de

pesquisas, serviços de assistência técnica e a implementação de novas tecnologias e modos de vida.

Na maricultura, deve-se atentar à regulamentação do manejo e do destino de espécies incrustantes nas áreas de cultivo, pois normalmente a limpeza das estruturas de cultivo são realizadas em balsas e os espécimes incrustantes lançados ao mar ou a corpos fluviais, aumentando a liberação local de propágulos.

6.4.3 Estabelecimento de programas de gestão para espécies exóticas invasoras

Dada a relevância da problemática de espécies exóticas invasoras como uma das cinco principais causas de perda de diversidade biológica em nível global, o estabelecimento de programas de gestão específicos nas agências governamentais estaduais e municipais é crucial para descentralizar a gestão do tema e viabilizar ações de prevenção, detecção precoce, erradicação e controle em todo o território nacional. Exemplos sobre o estabelecimento, a estrutura e o funcionamento de programas estaduais estão disponíveis nos estados do Paraná (Instituto Água e Terra), Santa Catarina (Instituto de Meio Ambiente) e Rio Grande do Sul (Secretaria de Estado de Meio Ambiente), com outras iniciativas menos formalizadas em outros estados como Rio de Janeiro (SEAS/INEA), São Paulo (SIMA), Bahia (INEMA), Espírito Santo (IEMA), Pernambuco (CPRH) e no Distrito Federal (IBRAM).

6.4.4 Estabelecimento de programas de detecção precoce e resposta rápida

A abordagem de detecção precoce e resposta rápida merece maior atenção e implementação prática. O objetivo é maximizar as oportunidades de erradicação de focos de invasão iniciais, pequenos e ainda restritos aos locais de introdução. Para esse fim, são estabelecidas redes de colaboradores que informam as autoridades competentes sobre a ocorrência desses focos de invasão, havendo então uma ação de resposta em poucos dias para prevenir o estabelecimento da espécie e a dispersão a novas áreas. Essas redes podem envolver cidadãos com informação suficiente para identificar espécies indicadas, profissionais da área ambiental, acadêmicos e gestores de áreas naturais, com níveis diversos de potencial colaboração. A coordenação desses esforços precisa ser realizada de um ponto central, que pode ser a gerência de uma unidade de conservação, uma secretaria de meio ambiente em nível municipal ou estadual, ou o próprio governo federal em diferentes instâncias.

6.4.4.1 Aplicativos para telefones celulares

Os aplicativos para telefones celulares voltados ao registro de pontos de ocorrência de espécies exóticas invasoras são de grande utilidade não apenas para ampliar a geração de dados, mas também para envolver e informar o público e, especialmente, profissionais da área ambiental e afins. Estão em uso, atualmente,

um aplicativo do Programa Invasoras do estado do Rio Grande do Sul para registro de ocorrências de javali, chital ou cervo axis (*Axis axis*), saguis (*Callithrix* spp.) e caracol-gigante-africano. Da mesma forma, o Sistema de Informação de Manejo de Fauna (SIMAF) do IBAMA permite enviar registros de ocorrência de javali e algumas outras espécies. O Instituto Hórus utiliza um aplicativo para informação de ocorrências que contempla todas as espécies constantes da Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras e de espécies ainda não registradas, disponível para uso público (Google Play instituto_horus, Invasoras BR). Os dados são recebidos diretamente na Base de Dados para validação após análise. Os aplicativos permitem o envio de fotografias e de alguns dados básicos sobre a espécie e o local de ocorrência. O desafio maior está em haver preparo para ações de resposta rápida a partir de parcerias estabelecidas com prontidão para agir.

6.4.4.2 Uso de drones (VANT)

O monitoramento com uso de *drones* para fins de detecção precoce em ambientes abertos como campos e restingas é promissor especialmente para espécies arbóreas como acácias (*Acacia mangium*), pinheiros-americanos (*Pinus* spp.) e casuarina (*Casuarina equisetifolia*) (Lehmann et al. 2017, Gonçalves et al. 2022, Simberloff 2022). Adicionalmente, constelações de nanosatélites, assim como satélites gerando imagens de alta resolução, podem vir a substituir drones para uso na detecção precoce de espécies invasoras (Simberloff 2022). A utilização de equipamentos para aspersão de herbicidas via aérea, já em uso na agricultura, é altamente desejável para áreas de difícil trânsito e difícil acesso ou áreas com risco para a movimentação de pessoas. De forma análoga, o uso de helicópteros para aspersão aérea e aplicação balística de herbicidas usando *pellets* trouxe resultados positivos de controle em ilhas no Havaí e na ilha de Santa Cruz, na Califórnia, Estados Unidos (Simberloff 2022) e também na Austrália, com uso de equipamento de aspersão.

6.4.4.3 Técnicas moleculares

Técnicas de detecção de espécies aquáticas, especialmente em ambientes de águas continentais, têm sido revolucionadas pelo advento do DNA ambiental (Simberloff 2022), facilitadas também pela compilação de códigos de barra de DNA pelo consórcio da iniciativa *International Barcode of Life*. Técnicas moleculares avançadas são de grande importância para a detecção rápida e precisa de espécies exóticas e sua utilização permite a descoberta de uma ou múltiplas espécies no ambiente (Comtet et. al. 2015). Permitem a detecção de espécies em estágios iniciais de invasão, em fragmentos biológicos ou material não íntegro e em diferentes estágios do ciclo de vida (larvas, sementes, esporos). Ainda, propiciam a diferenciação de espécies crípticas e o reconhecimento rápido de espécies que são desconhecidas na região em questão.

O investimento em pesquisa na área de manipulação genética de RNA de fita dupla para o silenciamento de genes para controle de espécies animais invasoras é crescente devido a bons resultados na produção agrícola, tanto para a produção de RNA específico em plantas como defesa a insetos considerados pragas, como pela aspersão ou aplicação tópica em plantas com RNA de fita dupla específico à praga que requer controle (Simberloff 2022).

Técnicas de transgenia para criar variedades estéreis de plantas exóticas invasoras de valor comercial, como pinheiros-americanos e outras espécies sem capacidade de reprodução vegetativa, igualmente têm potencial de contribuir para a redução de invasões biológicas a partir de áreas de produção. De modo similar, a aplicação de técnicas de reversão sexual em peixes na aquicultura, como tilápias, tende a ganhar eficácia e mais ampla utilização, pois resulta em maior taxa de crescimento e maior homogeneidade de tamanhos, ao mesmo tempo reduzindo a pressão de propágulos (Beardmore et al. 2000).

6.4.5 Estabelecimento de programas de controle em áreas prioritárias

A definição de áreas prioritárias para a implementação de ações de prevenção, detecção precoce, erradicação e controle pode facilitar e guiar a expansão de programas nacionais, estaduais e municipais para espécies exóticas invasoras. Entre os critérios a serem aplicados, estão a relevância para a conservação de espécies e serviços ecossistêmicos, como unidades de conservação e outras áreas sob proteção legal, como áreas de preservação permanente e reservas legais, a ocorrência de espécies ameaçadas de extinção, raras ou endêmicas. Também são áreas prioritárias aquelas sujeitas à grande pressão ou chegada de propágulos e que, conseqüentemente, têm maiores chances de propiciar o estabelecimento de espécies exóticas e agem como fonte contínua de propágulos para áreas adjacentes, como no caso de portos fluviais e marítimos, reservatórios de usinas hidrelétricas, áreas aquícolas, produção de plantas ornamentais e outros a serem definidos no contexto local ou regional.

6.4.6 Formação de pessoas e informação pública para a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras

A fim de aprimorar a gestão de espécies exóticas invasoras no país, a formação de pessoas para este fim é uma prioridade em todos os níveis de governo, assim como em áreas técnicas e científicas. A melhoria da percepção do problema pela sociedade civil também é altamente relevante, pois a possibilidade de melhor discernimento para a escolha e uso de espécies ornamentais, como plantas e peixes de aquário, assim como de animais de estimação, tem impacto direto na conservação ou na degradação de áreas naturais.

6.4.7 Adoção de protocolos de avaliação de risco para a introdução de espécies

Protocolos de avaliação de risco para invasão biológica são questionários elaborados para verificar o potencial de invasão de espécies em áreas geográficas específicas, seja de um país ou região. Fundamentam-se no histórico de invasão por espécies em outros locais do mundo, em características ecológicas e biológicas da espécie, no potencial de impacto à biodiversidade, às pessoas, à saúde humana e à economia, e consideram como agravante do risco a dificuldade de controle. Atualmente em processo de adoção pelo IBAMA para avaliação de solicitações de introdução de espécies, esses protocolos podem ser utilizados também em nível estadual ou menor para fundamentar ações preventivas, por exemplo para evitar a introdução de espécies sabidamente impactantes como o panga (*Pangasianodon hypophthalmus*), peixe nativo da Ásia introduzido no Brasil inicialmente para fins de aquarofilia que vem sendo distribuído para produção alimentar na aquicultura nos últimos anos, com alto risco de invasão em ambientes naturais (Instituto Hórus 2023).

6.4.8 Elaboração de marcos legais para facilitar e viabilizar ações de erradicação e controle

Embora a legislação brasileira trate do tema de espécies exóticas invasoras em diversos marcos legais, conforme exposto neste capítulo, é comum que pessoas responsáveis por autorizar ações de controle não o façam por falta de conhecimento da legislação existente ou por falta de segurança jurídica. Isto se refere mais especificamente à falta de clareza sobre a possibilidade de uso de herbicidas e outros produtos químicos para o controle de espécies exóticas invasoras, especialmente em unidades de conservação e outras áreas sob proteção legal, conforme exposto no item 3.3 deste capítulo.

6.4.9 Fomento a atividades produtivas com espécies nativas ou exóticas não invasoras

É preciso estabelecer políticas públicas de apoio ao desenvolvimento de atividades produtivas que substituam o uso tradicional de espécies exóticas invasoras. O Brasil está entre os países com maior diversidade de espécies de peixes existentes no mundo” (Fishbase, 2022), porém a aquicultura se fundamenta no uso de espécies exóticas invasoras altamente agressivas, incluindo a transposição de espécies entre bacias hidrográficas no país. Os danos ambientais e à biodiversidade do escape dessas espécies para cursos d’água naturais são praticamente irreversíveis após a invasão, pois a erradicação é raramente factível. A criação de espécies nativas depende de investimentos em pesquisa para definir pacotes tecnológicos efetivos, a exemplo dos estudos para o cultivo de jundiá (*Rhamdia quelen*) na região sul (Amaral-Júnior, Garcia 2013). Menos complexa é a substituição de plantas ornamentais por espécies nativas ou não invasoras, que depende de regulamentação para o setor e de pesquisa para definir técnicas de germinação e produção. Outros setores igualmente podem ser beneficiados, como o grupo de plantas forrageiras e espécies para produção florestal.

6.4.10 Reparação ambiental, passivo ambiental de empreendimentos

A consolidação do princípio constitucional de reparação ambiental aplicado à introdução e à dispersão de espécies exóticas invasoras deve ser fortalecida, com reestruturação de arranjos institucionais entre alguns setores e a elaboração de normas e procedimentos norteadores.

A dificuldade na percepção dos danos causados por essas espécies, que se evidenciam de forma gradual em médio e longo prazo, em comparação a eventos agudos como vazamento de petróleo, incêndios criminosos ou desmatamento, sugerem aos órgãos responsáveis pela gestão ambiental uma falsa possibilidade de postergar a tomada de decisão, comprometendo sobremaneira a eficiência e efetividade da erradicação e do controle.

Diante deste cenário, torna-se relevante também estabelecer princípios e decisões de possível associação de espécies exóticas invasoras a passivos ambientais de empreendimentos que atuam como vias ou vetores de introdução.

6.4.11 Geração de conhecimento

O estabelecimento de políticas de apoio à geração de conhecimento para suprir lacunas de informação para a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras é de alta relevância para que problemas atualmente existentes possam ter solução no futuro. Por exemplo, rios e cursos d'água menores estão invadidos por peixes exóticos utilizados na aquicultura, sem perspectiva de controle. A pesquisa sobre tecnologias de reversão sexual de peixes pode trazer soluções para esses problemas, e especialmente prevenir problemas futuros em áreas não invadidas. De forma similar, o desenvolvimento de alternativas de controle biológico para espécies exóticas invasoras de ampla dispersão, como o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), a algaroba (*Prosopis* spp.) e a leucena, entre diversas outras, pode ser a única solução para reverter áreas invadidas por essas espécies a condições ecológica e satisfatórias.

6.4.11.1 Práticas em unidades de conservação federais - ICMBio

Em UCs federais, as pesquisas tendem a ser relacionadas principalmente a técnicas de manejo, locais de ocorrência de espécies exóticas invasoras e impactos à biodiversidade. Em função da publicação do Guia de Orientação para o Manejo de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais pelo ICMBio, tem sido recomendado às UC identificar vias e vetores de introdução e dispersão, com o intuito de aplicar as abordagens da prevenção e da detecção precoce.

Em algumas UC federais, planos específicos complementares ao plano de manejo têm sido elaborados para espécies exóticas invasoras, com a indicação de ações e pesquisas prioritárias indicadas a partir de diagnóstico local (Quadro 3).

QUADRO 6.3 - PLANOS DE AÇÃO NACIONAL PARA ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO

Diversos Planos de Ação Nacional para Espécies Ameaçadas de Extinção (PAN) contêm ações para espécies exóticas invasoras. Muitas são relacionadas à geração ou ao aprimoramento de informações sobre espécies. Em 2021, foram identificadas 50 ações relacionadas a espécies exóticas em 25 PAN, sendo que 28 delas foram consideradas amplas, no sentido de não se restringir à espécie exótica alvo da ação. Por exemplo, a identificação de espécies exóticas invasoras que afetam os táxons listados no PAN Aves da Mata Atlântica para elaboração de uma lista que subsidie ações de controle. Por outro lado, há ações mais específicas, como a identificação de áreas importantes para controlar populações invasoras de primatas – especialmente de saguis (*Callithrix* spp.) e do mico-leão-de-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), incluindo híbridos decorrentes de introduções (PAN Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-Coleira).



Saguis híbridos (*Callithrix jacchus* x *C. penicillata*) no território do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) em Silva Jardim, Rio de Janeiro: Crédito: Acervo Associação Mico-Leão-Dourado.

6.4.12 Engajamento da sociedade civil

Melhorar a percepção da sociedade civil sobre a problemática de espécies exóticas invasoras é relevante porque a grande parte das pessoas pode ajudar a evitar novos problemas de invasão biológica. As pessoas tomam decisões continuamente sobre plantas ornamentais, árvores para sombra ou produção de frutos, manutenção de animais de estimação, animais domésticos e espécies utilizadas na produção, como peixes em tanques escavados para pesca informal ou geração de renda. Espaços que promovem atividades educativas relacionadas à biodiversidade como aquários, museus e zoológicos são propícios para sensibilizar sobre a temática de espécies exóticas invasoras.

No município de Florianópolis, Santa Catarina, o Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental iniciou no ano de 2010 um programa de voluntariado em parceria com a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) para controle de invasão por pinheiros (*Pinus* spp.) e outras espécies na restinga. Ao longo dos anos, a comunidade foi engajada e o grupo cresceu, incluindo estudantes universitários, funcionários de órgãos de gestão ambiental e residentes (Dechoum et al. 2019).

Iniciativas socioambientais fundamentadas na ciência podem comunicar e esclarecer questões ambientais, aglutinar setores para fins comuns, mobilizar a sociedade para trocar experiências e oferecer subsídios para políticas públicas. A conexão entre gestores e técnicos com cientistas é fundamental. O conhecimento científico fica muitas vezes restrito a publicações científicas e/ou no idioma inglês, e distante do restante da sociedade, mas quando traduzido por meio de expressão artística e educativa pode levar ao entendimento e engajamento da sociedade na conservação da biodiversidade.

A imprensa é uma aliada estratégica para divulgar mensagens de conservação através de matérias e entrevistas em mídias diversas, despertando a sociedade para a problemática da invasão biológica e os impactos decorrentes.

6.5 Considerações finais

Não são escassas as possibilidades de fazer avançar a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras no Brasil. Existe uma legislação de base consistente, assim como conhecimento técnico-científico sobre espécies existentes, locais de ocorrência e impactos potenciais, assim como danos observados à biodiversidade em alguns casos. Há oportunidade para a formação de pessoas e para atuação prática em todos os níveis, desde a coordenação pelo Governo Federal, até iniciativas locais de conservação da biodiversidade. Espera-se que os conteúdos aqui apresentados sirvam como inspiração para mudanças de atitude e para aplicação prática em todos os níveis, subsidiando a governança do tema no país e contribuindo com a construção da sociedade com discernimento para fazer melhores escolhas para o futuro ambientalmente equilibrado, socialmente justo e economicamente viável.

REFERÊNCIAS

AMARAL-JÚNIOR, H., GARCIA, S. [Org.]. 2013. O Jundiá *Rhamdia quelen* - Relatos de avanços no cultivo do peixe de água doce nativo mais promissor da região sul do Brasil. – 1ª ed. - Camboriú SC. EPAGRI/CNPQ/MPA/FAPESC. 60 p.

ARQUIFLORA. 2023. Disponível em <https://arquiflora.rio/>. Acesso em 17/04/2023.

BERGALLO, H.G., ROCHA, C.F.D., VAN SLUYS, M., ALVES, M.A.S. 2000. O status atual da fauna do Estado do Rio de Janeiro: Considerações finais. In: BERGALLO, H.G., ROCHA, C.F.D., ALVES, M.A.S., VAN SLUYS, M. A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: EDUERJ. p.145-150.

BEARDMORE, J.A., MAIR, G.C., LEWIS R.I. 2001. Monosex male production in finfish as exemplified by tilapia: applications, problems, and prospects. *Aquaculture* 197: 283-301.

- BRAGA, I., VALLE, D. 2007. *Aedes aegypti*: histórico do controle no Brasil. Epidemiol. Serv. Saúde. 16. 10.5123/S1679-49742007000200006.
- BRASIL. 1967. Lei nº 5.197 de 3 de janeiro de 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. Brasília, DF.
- BRASIL. 1981. Lei nº 6.938, de 31 de março de 1981 - Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF.
- BRASIL. 1985. Lei nº 7.347, de 24 de julho de 1985. Disciplina a ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio-ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico, turístico e paisagístico (VETADO) e dá outras providências. Brasília, DF.
- BRASIL. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF
- BRASIL. 1995. Decreto nº 1.530 de 22 de junho de 1995 - Declara a entrada em vigor da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, concluída em Montego Bay, Jamaica, em 10 de dezembro de 1982. Brasília, DF.
- BRASIL. 1998b. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF.
- BRASIL. 1998a. Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998, Promulga a Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada no Rio de Janeiro, em 05 de junho de 1992.
- BRASIL. 2000a. Decreto nº 3.607, de 21 de setembro de 2000. Dispõe sobre a implementação da Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção - CITES, e dá outras providências. Brasília, DF.
- BRASIL. 2000b. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF.
- BRASIL. 2003. Ministério do Meio Ambiente, Portaria nº 494 de 22 de dezembro de 2003. Institui a Força-Tarefa Nacional-FTN para o controle do *Limnoperna fortunei* (mexilhão dourado). Brasília, DF.
- BRASIL. 2009a. Conselho Nacional de Biodiversidade, Resolução nº 05, de 21 de outubro de 2009. Dispõe sobre a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras. Brasília, DF.
- BRASIL. 2009b. Lei nº 11.959, de 29 de junho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei nº 7.679, de 23 de novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências. Brasília, DF.
- BRASIL. 2010. Decreto Legislativo nº 148, de 12 de março de 2010. Aprova o texto da Convenção Internacional para Controle e Gerenciamento da Água de Lastro e Sedimentos de Navios, Brasília, DF.
- BRASIL. 2011. Lei Complementar nº 140, de 08 de dezembro de 2011. Fixa normas, nos termos dos incisos iii, vi e vii do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os estados, o distrito federal e os municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Brasília, DF.
- BRASIL. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, DF.
- BRASIL. 2016. Lei nº 13.249, de 13 de janeiro de 2016. Institui o Plano Plurianual da União para o período de 2016 a 2019. Brasília, DF.
- BRASIL. 2018a. Conselho Nacional de Biodiversidade, Resolução nº 07, de 29 de maio de 2018. Dispõe sobre a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras.
- BRASIL. 2018b. Secretaria de Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente, Portaria nº 3, de 16 de agosto de 2018. Institui o Plano de Implementação da Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras. DOU nº 159 Seção 1, 17 de agosto de 2018. P. 75.
- BRASIL. 2018c. Portaria nº 445, de 27 de novembro de 2018. Dispõe sobre a Estratégia de Conservação e Uso Sustentável das Zonas Úmidas no Brasil. Brasília, DF.
- BRASIL. 2022. Portaria DPD/DGN/MB nº59, de 19 de agosto de 2022. Aprovar a 1ª modificação das Normas da Autoridade Marítima sobre Poluição Hídrica causada por Embarcações, Plataformas e suas Instalações de Apoio - NORMAM-20/DPC (3ª Revisão). Brasília, DF.
- CANOTILHO, J.J.G. 1998. José Joaquim Gomes (Coord). Introdução ao direito do ambiente. Universidade Aberta: Lisboa.
- CASARES, F.A., CREED, J.C., OIGMAN—PSZCZOL, S.S. 2021. Plataforma Brasileira de Bioinvasão - Bioinvasão Brasil, Instituto Brasileiro de Biodiversidade, Rio de Janeiro - RJ. www.bioinvasaobrasil.org.br Acesso em 25/10/2021.

CASIMIRO, A.C.R., MARQUES, A.C.V., CLARO-GARCIA, A., GARCIA, D.A.Z., ALMEIDA, F.S., ORSI M.L. 2022. Hatchery fish stocking: case study, current Brazilian state, and suggestions for improvement. *Aquaculture International*. <https://doi.org/10.1007/s10499-022-00898-4>.

CITES - Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção. 2004. Conf. 13.10 (Rev. CoP 14). Sobre o comércio de espécies exóticas invasoras.

CMS - Convenção sobre Espécies Migratórias. 2014. Resolution 11.28.

CONVENÇÃO DE RAMSAR. 2002. Resolution VII.18. Diretrizes para integração de conservação de áreas húmidas e uso inteligente na gestão de bacias hidrográficas.

COMTET, T, SANDIONIGI, A., VIARD, F. et al. 2015. DNA (meta)barcoding of biological invasions: a powerful tool to elucidate invasion processes and help managing aliens. *Biological Invasions* 17. p. 905-922. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0854-y>.

DECHOUM, M.S.; GIEHL, E.L.H.; SÜHS, R.B., SILVEIRA, T.C.L.; ZILLER, S.R. 2019. Citizen engagement in the management of non-native invasive pines: Does it make a difference? *Biological Invasions* 21(1). p. 175-188.

INSTITUTO HÓRUS. 2023. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental – Website e Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. www.institutohorus.org.br (acessado em 08/10/2022).

ICMBio - Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade. 2018. Guia de orientação para o manejo de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação Federais. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publica%C3%A7%C3%B5es/EEI/Guia_de_Manejo_de_EEI_em_UC_v3.pdf

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. 2023. Catálogo de flora. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>; Catálogo de fauna: <http://fauna.jbrj.gov.br/>

LATINI, A.O.; RESENDE, D.C.; POMBO, V.B.; CORADIN, L. (Org.). 2016. Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil. Brasília: MMA. 791p. (Série Biodiversidade, 39).

LEHMANN J.R.K., PRINZ T., ZILLER S.R., THIELE J., HERINGER G., MEIRA-NETO J.A.A., BUTTSCHARDT T.K. 2017. Open-source processing and analysis of aerial imagery acquired with a low-cost unmanned aerial system to support invasive plant management. *Front. Environ. Sci.* 5:44. DOI 10.3389/fenvs.2017.00044.

LESSA, I.C.M.; GUIMARÃES, T.C.S.; BERGALLO, H.G.; CUNHA, A.; VIEIRA, A.M. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação* 14(2): 46-56. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.05.001>.

LESSA, I.C.M. 2017. O impacto de cães domésticos em uma unidade de conservação no Cerrado. Tese de Doutorado. Brasília: Universidade de Brasília. 144p.

LOPES, RM; CORADIN, L.; POMBO, V.B., CUNHA, D.R. 2009. Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente MMA/SBF: Brasília. 440p.

MACHADO, A. A., BERTONCINI, A. A., SANTOS, L.N., CREED, J. C., MASI, B. P. 2021. Participatory monitoring of marine biological invaders: a novel program to include citizen scientists. *Journal of Coastal Conservation* 25. p. 1-8. DOI <https://doi.org/10.1007/s11852-021-00814-7>.

MATTHEWS, S., BRAND K. (eds.). 2005. South America Invaded: The growing danger of Invasive Alien Species. Cape Town, Global Invasive Species Programme – GISP. 80p. [edição brasileira em 2005: América do Sul Invasida: O perigo crescente das Espécies Exóticas Invasoras. Cidade do Cabo, Global Invasive Species Programme – GISP. 80p.

ONU - Organização das Nações Unidas. 2018. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. <https://nacoesunidas.org/pos2015/> (acessado em 01/03/2018).

GONÇALVES, V.P., RIBEIRO, E.A.W., IMAI, N.N. 2022. Mapping Areas Invaded by Pinus sp. from Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA) Applied on RPAS (Drone) Color Images. *Remote Sens.* 14,2805. <https://doi.org/10.3390/rs14122805>.

PEREIRA, A. D., ANTONIAZZI, M. H., VIDOTTO-MAGNONI, A. P., ORSI, M. L. 2019. Mamíferos silvestres predados por cães domésticos em fragmentos de Mata Atlântica no sul do Brasil. *Biotemas* 32(2). DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2019v32n2p107>.

SAUL W.C., ROY H.E., BOOY O., CARNEVALI L., CHEN H.J., GENOVESI P., ..., JESCHKE J.M. 2017. Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion data bases. *Journal of Applied Ecology*, 54(2). p. 657-669. DOI: 10.1111/1365-2664.12819.

SIMBERLOFF D. 2022. A future planet of weeds? In: Clements D.R. et al. (Eds.) *Global Plant Invasions*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89684-3_17.

TURBELIN A.J., DIAGNE C., HUDGINS E.J. et al. 2022. Introduction pathways of economically costly invasive alien species. *Biological Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02796-5>.

VASCONCELOS, ROSA MIRIAM DE (Ed. técnica). 2016. Marcos regulatórios aplicáveis às atividades de pesquisa e desenvolvimento. Embrapa. Brasília, DF.

VILELA, A.L.O.; LAMIM-GUEDES, V. 2014. Cães domésticos em unidades de conservação: impactos e controle. *Holos Environment* 14(2). p. 198.

ZENNI R. D., DECHOUM M. S., ZILLER S. R. 2016. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas* 29(1). DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n1p133>.

ZILLER S.R., REASER J.K., NEVILLE L.E., BRANDT K. (eds). 2005. Espécies exóticas invasoras na América do Sul: relatórios nacionais e diretório de recursos. Programa Global de Espécies Invasoras, Cidade do Cabo, África do Sul. 80p.

ZILLER S.R., ZENNI R.D., DECHOUM M.S. 2007. Espécies exóticas invasoras na arborização urbana: problemas e soluções. In: *Anais do XI Congresso Brasileiro de Arborização Urbana*, Vitória - ES.

GLOSSÁRIO

Este glossário foi organizado com o propósito de esclarecer diversos conceitos utilizados neste relatório, considerando o uso dos termos no contexto da temática de invasões biológicas. Os termos e definições a seguir foram resumidos de várias fontes, incluindo Clarke et al. (2004), ICMBio (2022), MMA (2000), Rambaldi e Oliveira (2003), e outras. Também foram incluídas definições elaboradas por especialistas na temática.

Abiótico: Componente não vivo do meio ambiente. Inclui as condições físicas e químicas do meio.

Águas continentais: Águas que correm ou se acumulam na superfície da Terra, incluindo rios, lagos, lagoas e geleiras.

Água de lastro: Qualquer água e sedimento associados em uma embarcação para servir de contrapeso, controlando o seu calado, adernamento, estabilidade e tensões estruturais. Também facilita manobras durante o movimento de cargas nos navios.

Análise de risco: análise da probabilidade de introdução, estabelecimento e invasão de uma espécie exótica e da magnitude das consequências, usando informação de base científica e identificação de medidas que podem ser implementadas para reduzir ou gerenciar esses riscos, levando em consideração questões socioeconômicas e culturais (Convenção sobre Diversidade Biológica - CDB).

Anelamento (de árvores): Remoção completa da casca de toda a circunferência de um galho ou tronco de uma planta lenhosa, resultando na morte da área acima do cinto ao longo do tempo.

Anemocoria: Dispersão das sementes de uma planta realizada pela ação do vento, ou seja, o vento carrega as sementes dos frutos até determinado local.

Anuro: Anfíbio pertencente à Ordem Anura, constituída pelo grupo de anfíbios “sem cauda”, ou seja, sapos, rãs e pererecas.

Apicum: Zona menos inundada do manguezal, na transição para a terra firme, normalmente desprovida de vegetação arbórea. Em alguns locais, o apicum também é conhecido como “salgado”.

Ascídia: Nome vulgar de organismos marinhos do filo Chordata da classe Ascidiacea. As ascídias podem ser encontradas tanto solitárias como em colônias. São animais bentônicos, sésseis quando adultos.

Arbovírus: Vírus transmitidos pela picada de artrópodes hematófagos. Mais de 210 espécies de arbovírus foram isolados no país, 36 relacionados com doenças em seres humanos.

Área antropizada: Área cujas características originais foram alteradas pela ação humana, por exemplo, zonas com usos agrícolas, pastagens, silvicultura, urbanizações e minerações.

Atributo: No contexto do presente relatório, são as características das espécies invasoras que as tornam bem sucedidas.

Biocida: Substância que destrói ou impede o desenvolvimento de organismos vivos.

Bioincrustação: Acúmulo de organismos aquáticos, como microrganismos, plantas e animais em superfícies e estruturas artificiais imersas ou expostas ao ambiente aquático.

Biota: Conjunto de seres vivos que habitam um determinado ambiente ecológico, em estreita correspondência com as características físicas, químicas e biológicas deste ambiente.

Biota sinantrópica: A biota sinantrópica está constituída por espécies de animais que se adaptaram a viver junto ao ser humano, a despeito da vontade deste.

Biótico: Relativo à biota ou ao conjunto dos seres vivos de uma região.

Branqueamento de corais: Processo no qual o coral perde as algas fotossintetizantes (zooxantelas), cujo pigmento dá cor ao coral. Assim, o coral torna-se translúcido, sendo possível observar o esqueleto de carbonato de cálcio do animal. Este fenômeno estaria relacionado à mudança climática e aumento da temperatura da água nos oceanos e pode ser um evento transitório ou fatal.

Braquiária: Nome comum dado a um grupo de espécies forrageiras de origem africana, muito utilizadas na alimentação de animais domésticos e na criação de pastagens.

Briozoário: Os briozoários (filo Bryozoa) são pequenos animais invertebrados, coloniais, principalmente marinhos, bentônicos que vivem fixos a um substrato natural ou artificial.

Calanoide: Copépodes da ordem Calanoida, um dos principais grupos do zooplâncton, com espécies marinhas e de água doce.

Cão doméstico asselvajado: É o cão doméstico que escapa, foge ou é abandonado e passa a viver nas zonas desabitadas (por humanos). Os cães ferais ou asselvajados vivem sem vínculos com pessoas, agregados geralmente em matilhas e independem do ser humano para aquisição de recursos.

Cervídeo: Animal ungulado ruminante da família Cervidae, como a corça, o alce e o caribu.

Cirripédio: Cirripedia (os cirrípedes) é uma infraclasse dentro da classe Maxillopoda de crustáceos marinhos, que inclui as cracas e percebes.

Cladocera: Grupo de pequenos crustáceos, em geral designados pelo nome comum de pulgas-de-água. Os membros desta ordem são cosmopolitas e comuns em habitat de água doce, mas raros nos oceanos.

Clonalidade: Sistema de reprodução assexuada de uma espécie na qual são gerados novos indivíduos clonais (clones) a partir de um organismo sem necessidade de reprodução sexuada.

Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNP): Todas as contribuições positivas, ocasionalmente negativas, que as pessoas obtêm da natureza. O conceito visa expandir a definição de serviços ecossistêmicos (SE) no que tange, principalmente, às contribuições imateriais, não passíveis de serem classificadas como serviços ecossistêmicos culturais. Dentre os exemplos desse tipo de contribuição, estão 'inspiração e aprendizagem', 'experiências físicas e psicológicas' e 'manutenção de opções futuras'. Propostas por Pascual et al. (2017), elas compõem uma lista de 18 classes de CNP materiais, imateriais e de regulação.

Copépode: A classe Copepoda é a maior e mais diversificada dos crustáceos. Esses microcrustáceos habitam os diversos ambientes aquáticos, incluindo terras alagadas.

Corredor ecológico: Faixa linear e/ou uma série de pequenos fragmentos que facilitam o movimento de organismos entre manchas de habitat, conectando fragmentos isolados.

Coprófago: Que se nutre de excrementos.

Críptico: Difícil de perceber ou de interpretar. Oculto, escondido por força de semelhança com a área circundante.

Cyclopoida: Ordem de crustáceos copépodes, abundantes em sistemas dulciaquícolas (rios, riachos, lagos, represas, áreas alagadas e corpos de água temporários).

Demografia populacional: Uma população consiste em todos os organismos de uma dada espécie que vivem em uma área em particular. O estudo estatístico de populações e de como elas mudam ao longo do tempo é chamado de demografia.

Densidade (de uma espécie): número de indivíduos por unidade de área ou volume.

Diatomácea: Microorganismo fotossintetizador que forma parte do fitoplâncton e do bentos pertencendo à classe Bacillariophyceae.

Dinoflagelado: Microorganismo da classe Dinophyceae, um grande grupo de protistas flagelados. Grande parte das espécies pertence ao fitoplâncton marinho, mas são também comuns em água doce.

Dispersão ativa: Depende principalmente dos recursos próprios de locomoção da espécie. Realizada principalmente pelos animais. Pode ocorrer por migração ou por nomadismo.

Dispersão natural: Movimento de indivíduos ou de propágulos entre regiões, por meio de vetores naturais, como vento e água, ou propagação natural.

Dispersão passiva: Depende da participação de fatores alheios à espécie, como o vento, a água ou mesmo outras espécies. Realizada principalmente por plantas.

Distribuição cosmopolita: Alcance de um táxon que se estende por todo ou a maior parte do mundo em habitat apropriados.

Diversidade genética: É uma medida de biodiversidade que mede a variação biológica hereditária (genética) acumulada durante o processo evolutivo dentro de cada espécie, tanto entre populações geograficamente separadas como entre os indivíduos de uma população.

Doença zoonótica: A zoonose ou doença zoonótica é uma doença infecciosa causada por um patógeno que se originou em animais, mas passou para os seres humanos, diretamente ou através de uma espécie intermediária.

Drosofilídeo: Inseto da família Drosophilidae, representada por moscas geralmente pequenas e distribuídas por todo o planeta (cosmopolitas).

Ectoparasita: Organismo de diferentes espécies que vive como parasito sobre outro organismo, na parte externa do organismo, ou seja, podemos encontrá-los na superfície do hospedeiro.

Edáfico: Relativo ao solo, especialmente às suas características físicas e químicas.

Efeito alelopático: Alelopatia pode ser definida como o efeito maléfico ou benéfico que uma espécie exerce sobre outra por meio de compostos químicos liberados no ambiente.

Efeito Allee: O Efeito Allee demográfico é definido como uma relação positiva entre a densidade da população de uma espécie e a sobrevivência e aptidão reprodutiva dos indivíduos da própria espécie.

Efeito sinérgico: Sinergia é a ação conjunta de vários elementos ou de várias partes que obtêm um resultado melhor ou maior do que a soma das partes.

Efeito deletério: Efeito nocivo ou prejudicial à saúde humana ou de outras espécies.

Efeito de gargalo: Redução drástica no tamanho da população por pelo menos uma geração. Em consequência, a variação genética é reduzida. Pode ser causado por eventos que podem aleatoriamente eliminar muitos membros da população, independentemente de seus genótipos. Os sobreviventes iniciam uma nova população, na maioria das vezes, na mesma área ocupada pela população original.

Efeito em cascata: Cadeia de eventos em que o efeito de um é a causa do efeito de outro, de forma que todos os eventos dessa cadeia estão interligados por uma relação de causa e efeito.

Efeito fundador: Redução drástica no tamanho da população primitiva ou migração de alguns indivíduos para outra área. Nos dois casos, uma nova população é formada por poucos membros da população original. Porém, esses poucos fundadores não contêm a variabilidade genética total da população original. Assim, a nova população apresenta uma variabilidade genética reduzida.

Empírico: Que é baseado na experiência.

Endemismo: De uma região da terra, originário do lugar, endêmico. Espécies endêmicas são espécies que ocorrem exclusivamente em uma determinada região geográfica. O oposto de endemismo é o cosmopolitismo.

Espécie críptica: O conceito biológico de espécie críptica é entendido como um grupo de espécies que são morfologicamente idênticas, isoladas reprodutivamente e dividem os mesmos hábitos.

Espécie exótica ou introduzida: Espécie que foi transferida, intencionalmente ou não, pela atividade humana para uma região fora de sua área de distribuição natural.

Espécie exótica estabelecida: Espécie exótica que produziu pelo menos uma população autossustentável em sua área de distribuição.

Espécie exótica invasora (ou espécie invasora): Espécie introduzida estabelecida que se propaga rapidamente em uma variedade de habitat e ecossistemas naturais ou seminaturais, principalmente por seus próprios meios.

Espécie forrageira: Plantas usadas como fonte de alimento para os animais, geralmente porcos e bois, podendo ser gramíneas ou leguminosas.

Espécie oportunista: Espécie pouco especializada e capaz de se adaptar a uma ampla variedade de condições, incluindo mudanças geradas pela atividade humana.

Estocástico: Os efeitos ou eventos estocásticos são aqueles processos que estão submetidos apenas a leis do acaso.

Estrutura da comunidade: Composição de uma comunidade, incluindo o número de espécies naquela comunidade e suas abundâncias relativas, assim como os padrões de interação entre as diferentes espécies.

Estudos experimentais: Nos estudos experimentais há uma intervenção do(s) pesquisador(es), com o objetivo de tentar mudar uma ou mais variáveis no objeto de estudo.

Estudos observacionais: Os estudos observacionais são aqueles em que o(s) pesquisador(es) não pode(m) intervir no objeto de estudo, são realizadas observações ao longo do tempo ou em momentos diferentes (antes/depois).

Fitopatígeno: É todo organismo (em geral microrganismo) que transmite alguma doença ou causa algum problema infeccioso, apenas em plantas.

Fitoplâncton: Conjunto de microrganismos fotossintetizantes, como microalgas e cianobactérias, que vivem flutuando na coluna de água de um ecossistema aquático.

Flutuação populacional: Variação em número de uma população determinado pelo afastamento do seu padrão de equilíbrio.

Forrageamento: Busca e a exploração de recursos alimentares por animais.

Governança: Procedimentos ou formas de governar. Governança deriva do termo “governo” e está relacionada com a maneira de gerir e comandar instituições, organizações e outras entidades. Aqui, o termo faz referência ao manejo e gestão de espécies exóticas invasoras.

Grupo taxonômico: Grupo de espécies reunidas por pertencerem à mesma categoria taxonômica. As categorias de classificação dos seres vivos (grupos taxonômicos) são: espécie, gênero, família, ordem, classe, filo e reino.

Herpetofauna: Grupo constituído por todas as espécies de répteis (lagartos, serpentes, jacarés e tartarugas) e anfíbios (sapos, rãs, pererecas e salamandras).

Híbrido: Indivíduo resultante do cruzamento entre dois organismos de espécies diferentes.

Holoplâncton: Conjunto dos organismos que passam todo o seu ciclo de vida na coluna de água, fazendo parte do plâncton, em ambientes marinhos ou de água doce.

Homogeneização biótica: Simplificação e aumento de similaridade entre ecossistemas, devido à extinção de espécies locais e predominância de poucas espécies, muitas delas com potencial invasor.

Ictiofauna: Conjunto das espécies de peixes que existem em um determinado ambiente ou região biogeográfica.

Identidade taxonômica: Denominação resultante da identificação de um organismo ou grupo de organismos dentro de alguma categoria taxonômica, como espécie, gênero, família, etc.

Impacto ambiental: Qualquer mudança no ambiente, adversa ou benéfica, total ou parcialmente resultante de atividades humanas.

In situ: Locução latina, de *in*, em + *situ*, ablativo singular de *situs*, -us situação, posição, sítio. Por exemplo, “conservação *in situ*” significa a conservação de ecossistemas e habitat naturais e a manutenção e recuperação de populações viáveis de espécies em seus meios naturais.

In natura: Locução latina, de *in*, em + *natura*, ablativo singular de *natura*, -ae natureza). Que se encontra em seu estado natural; que não foi processado.

Infralitoral: Que é relativo a ou se encontra na zona abaixo do limite inferior da maré.

Inimigos naturais especialistas: Organismos que se alimentam ou vivem às custas de uma única ou poucas espécies.

Introgressão genética: Movimento de um gene (fluxo de genes) de uma espécie para o acervo genético de uma outra através de repetidos retrocruzamentos entre um híbrido e sua original geração progenitora.

Lacertídeo: Lagarto da família Lacertidae, com espécies nativas da Europa, África e Ásia.

Lêntico: Sistema aquático de água doce no qual, devido à sua estrutura fechada, suas águas permanecem paradas.

Lianas: Organismos vegetais que, após atingirem um determinado tamanho, precisam contar com um suporte externo para continuar seu crescimento, geralmente uma árvore.

Licenciamento ambiental: O licenciamento ambiental é uma obrigação legal prévia à instalação de qualquer empreendimento ou atividade potencialmente poluidora ou degradadora do meio ambiente.

Lixiviação: Extração ou solubilização dos constituintes químicos de uma rocha, mineral, solo, depósito sedimentar entre outros, pela ação de um fluido percolante.

Lótico: Sistema aquático definido pela presença de água em movimento, como rios, riachos e córregos, nos quais a correnteza permanentemente desloca a água de montante (nascente) a jusante (foz).

Meroplâncton: Formado por organismos que permanecem no plâncton apenas durante a fase inicial de seu ciclo de vida. O meroplâncton, também denominado 'plâncton temporário', é caracterizado por ovos e larvas de vertebrados e invertebrados.

Mesocosmos (experimento em): Recriação de um ecossistema natural (que pode ser aquático ou terrestre) em uma escala menor e hermeticamente fechado, onde há representantes dos diferentes níveis tróficos (produtores, consumidores e decompositores).

Mitigação: Realização de intervenções visando reduzir ou remediar os impactos ambientais nocivos resultantes da atividade humana.

Modelo preditivo: É uma análise temporal que examina um banco de dados e extrapola novas informações a partir desse processo, criando uma previsão estatística baseada na análise de dados.

Moluscicida: Substância utilizada para o extermínio de moluscos.

Nanobiocida: É um desinfetante com nanopartículas projetado para inativar e impedir a replicação de bactérias, fungos, vírus e outros organismos em qualquer tipo de superfície.

Nativo ou Nativa: Que é natural, originário(a) da região em que vive, próprio(a) do ecossistema ou região em que vive, ou seja, que cresce dentro dos seus limites naturais incluindo a sua área potencial de dispersão.

Nécton: Conjunto de organismos aquáticos que possuem um movimento ativo, ou seja, que são capazes de nadar contra a correnteza.

Nematódeo: Nematódeos, nematoides ou nematelmintos são vermes que possuem o corpo alongado, cilíndrico e afilado nas extremidades.

Nicho acústico: Porção do espaço acústico em que um sinal é transmitido corretamente entre o emissor e receptor, e provoca a resposta comportamental almejada.

Nicho ecológico: Espaço ocupado por um organismo no ecossistema, incluindo também o seu papel na comunidade e a sua posição em gradientes ambientais de temperatura, umidade, pH, solo e outras condições de existência.

Nicho trófico: O nicho trófico de uma espécie refere-se aos recursos alimentares necessários para sua subsistência.

Nível trófico: Posição ocupada por um organismo na cadeia alimentar. Os produtores ocupam o primeiro nível, os consumidores primários o segundo nível, os secundários o terceiro nível e assim por diante. Os decompositores podem atuar em qualquer nível trófico.

Octocoral: Coral da subclasse dos antozoários Octocorallia. Pólipos com oito tentáculos em forma de pena e oito septos e quase sempre colonial.

Offshore: Termo em inglês que significa “afastado da costa”.

Pelágico: O termo “pelágico” é referente à coluna de água acima do fundo do mar. As espécies pelágicas são aquelas que vivem na coluna de água. Elas são agrupadas em duas categorias: Nécton e Plâncton.

Plâncton: Conjunto de organismos pequenos ou microscópicos que não conseguem vencer as correntes e geralmente são carregados por elas, podendo ser organismos produtores (fitoplâncton) ou consumidores (zooplâncton).

Poecilídeo: Peixe da família Poeciliidae, família de peixes actinoptérigeos pertencentes à ordem Cyprinodontiformes.

População feral: População de indivíduos de uma espécie domesticada que escapam do cativeiro ou plantações e vivem asselvajados, sem dependência de seres humanos.

População-fonte: População local a partir da qual os indivíduos se dispersam para outras áreas. No caso das invasões biológicas, seria a população de origem dos propágulos.

População viável: População que consegue obter os recursos necessários, se reproduzir, manter a viabilidade genética e persistir no tempo sem intervenção humana.

Povos e Comunidades Tradicionais: Povos e comunidades tradicionais são grupos culturalmente diferenciados e que se reconhecem como tais, que possuem formas próprias de organização social, que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas gerados e transmitidos pela tradição.

Propágulo: Qualquer estrutura capaz de propiciar a propagação de um organismo no ambiente, como por exemplo, ovos, sementes, estacas, larvas, indivíduos adultos, etc.

Pulso de inundação: Os pulsos de inundação são ciclos naturais da água em sistemas rio-planície de inundação. Estes ocorrem de forma previsível, entre as épocas de águas altas e baixas, determinando a vida do ecossistema e das espécies que nele habitam.

Quironomídeo: Nome vulgar de organismos da família Chironomidae, família de mosquitos da ordem Diptera que colonizam todos os ambientes aquáticos.

Recrutamento: Incremento em indivíduos de uma população em determinado período. Pode se referir também à passagem de indivíduos de um estágio de vida para outro (ex. recrutamento larval).

Região biogeográfica: Área geográfica cujos limites são definidos pela natureza (não pelo ser humano) e que se distingue de outras áreas por sua flora, fauna, clima, rochas, solos, morfologia do terreno e outros fatores.

Região geopolítica: Território articulado, organizado e com condições de se defender e disputar espaços no cenário internacional, com força e com recursos próprios.

Região zoogeográfica ou faunística: Região geográfica definida pela distribuição das espécies animais no mundo.

Remediação ambiental: Conjunto de medidas destinadas a recuperar áreas contaminadas por meio da eliminação das fontes geradoras de poluição, dos riscos à população e da diminuição do nível de contaminação da água e do solo.

Resiliência (ambiental): Aptidão de um sistema que lhe permite recuperar o equilíbrio depois de ter sofrido uma perturbação.

Restauração ecológica/de ecossistemas: Restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível de sua condição original.

Riqueza de espécies: Número de espécies que ocorrem em uma determinada área ou comunidade.

Rotífero: Nome vulgar de organismos aquáticos e microscópicos do filo Rotifera.

Serviços ecossistêmicos ou ambientais: Benefícios, materiais ou não, oferecidos pelos sistemas naturais que contribuem diretamente para o bem-estar humano.

Silvestre: Que não foi domesticado ou se tornou selvagem.

Sistema agroflorestal: Tipo de cultivo que contempla o plantio de espécies agrícolas consorciadas com espécies florestais nativas ou com uma floresta em seu sentido mais amplo, sem, contudo, explorar os recursos florestais de modo a causar degradação do ambiente.

Substrato: Superfície, sedimento, base ou meio onde se desenvolvem organismos vivos (ex.: substrato marinho).

Substrato consolidado: Tipo de substrato firme, como um costão rochoso ou um recife de coral.

Substrato inconsolidado: Tipo de substrato mole ou desagregado, como areia e sedimentos de baixa granulação.

Taxa de recrutamento larval: Proporção de larvas que passam de um estágio de vida para o seguinte.

Taxa fotossintética: Intensidade de fotossíntese que a planta realiza, pode ser alterada pela quantidade de luz que ela recebe, dentre outros fatores.

Taxa reprodutiva: Número de ‘filhos’ ou ‘prole’ produzidos por indivíduo durante um determinado período.

Táxon: Unidade de nomenclatura de um sistema de classificação, aplica-se a qualquer categoria deste sistema. Também pode ser usado para um grupo de organismos, em qualquer nível, com alguma identidade taxonômica formal.

Território Quilombola: Remanescente das comunidades dos quilombos ou grupos étnico-raciais, segundo critérios de autoatribuição, com trajetória histórica própria, dotados de relações territoriais específicas.

Translocação de espécies: A transferência de um organismo ou de seus propágulos para um local fora de sua área de distribuição natural por meio de uma atividade humana.

Unidade de Conservação (UC): Espaço territorial definido por seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção.

Vetor cultural: Meio ou agente que promove a transferência de uma espécie de um lugar para outro associado a atividades humanas culturais, como caça e a pesca.

Vetores de introdução e dispersão de espécies: Mecanismos, referindo-se a meios ou agentes físicos nos quais uma espécie é introduzida ou levada de uma área geográfica onde ela tinha sido previamente introduzida para outra, onde estava ausente, por exemplo, pneus de veículos, cargas, água de lastro, o casco de um navio ou no transporte de plantas ornamentais.

Vias de introdução e dispersão de espécies: Conjunto de processos que resultam na introdução ou dispersão de uma espécie exótica de uma área geográfica onde ela tinha sido previamente introduzida para outra, onde estava ausente. As vias podem ser corredores como estradas, canais e túneis, ou atividades humanas que levam à introdução, como paisagismo, aquicultura, navegação marítima e outras.

Zona de amortecimento: Entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade.

Zona entremarés: Zona do substrato litoral que fica exposta ao ar apenas durante a maré-baixa, ficando submersa com a subida da maré.

Zona oceânica: Região oceânica localizada além da plataforma continental.

Zona oceânica bentônica: Nível mais baixo do oceano, abrangendo a superfície do sedimento e o nível da água logo acima dela.

Zona oceânica pelágica: Região referente à coluna d’água longe da costa, na região oceânica.

Zooplâncton: Componentes consumidores ou heterótrofos do plâncton não decompositores que vivem flutuando na coluna de água de um ecossistema aquático.

REFERÊNCIAS

- BRASIL, MMA. 2000. "A Convenção sobre diversidade biológica-CDB." Cópia do Decreto Legislativo 2 (2000): 30.
- CBD/SBSTTA/22/INF/9 2018. Guidance for interpretation of the categories on introduction pathways under the convention on biological diversity.
- Clarke, C., Hilliard, R., Junqueira, A. de O. R., Neto, A. de C. L., Polglaze J. & Raaymakers, S. 2004. Ballast Water Risk Assessment, Port of Sepetiba, Federal Republic of Brazil, December 2003: Final Report. GloBallast Monograph Series No. 14. IMO London.
- de Araújo, C. B., Furtado, S., Vieira, G. H. C., & Simões, C. R. 2020. O nicho acústico: integrando a física, ecologia e teoria da comunicação. *Oecologia Australis*, 24(4), 769.
- ICMBio. 2022. Guia técnico de prevenção de invasão biológica associada a atividades de empreendimentos licenciáveis em unidades de conservação federais [livro eletrônico]. -- 1. ed. --Brasília, DF: Instituto Chico Mendes.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. 1999. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(11), 450-453. doi:10.1016/S0169-5347(99)01679-1.
- Organización Mundial de la Salud 1991. Empleo inócuo de plaguicidas: 29 p.
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., ..., Maris, V. 2017. Valuing nature 's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26, 7 –16.
- Rambaldi, D. M., & D. A. S. Oliveira (orgs.). 2003. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. p. 485-508.
- Stohlgren, T.J., Jarnevich, C., 2006. Scale and plant invasions: a theory of biotic acceptance. *Prestlia* 78: 405–426.

-

ESPÉCIES CITADAS NOS CAPÍTULOS

PLANTAS E ALGAS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Acacia</i> Mill.	acácias	6
<i>Acacia auriculiformis</i> A.Cunn. ex Benth.	acácia, acácia-auriculada	4
<i>Acacia mangium</i> Willd.	acácia-australiana	2, 3, 4 e 6
<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.	acácia-negra	4
<i>Acacia podalyriifolia</i> A.Cunn. ex G.Don	acácia-mimosa	2
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex R.Keith	macaúba	3
<i>Acrostichum</i> L.	samambaia	4
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	capim-andropogon	5
<i>Anotrichium yagii</i> (Okamura) Baldock 1976	alga-vermelha	2
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude	palmeira-australiana, palmeira-re-al-da-Austrália	5
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	jaqueira	2, 3, 4, 5 e 6
<i>Arundo donax</i> L.	cana-do-reino, capim-elefante	4
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	aroeira	4
<i>Attalea speciosa</i> Mart. ex Spreng.	babaçu	3
<i>Avicennia</i> L.	mangue	4
<i>Axonopus fissifolius</i> (Raddi) Kuhlmann		3
<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.	nim	4 e 6
<i>Brachylaena discolor</i> DC.	carvalho-prateado-costeiro	2
<i>Butia catarinensis</i> Noblick & Lorenzi	butiá	5
<i>Butia eriospatha</i> (Mart. ex Drude) Becc.	butiá-da-serra	5
<i>Butia exilata</i> Deble & Marchiori	butiá	5
<i>Butia lallemantii</i> Deble & Marchiori	butiá-anão	5
<i>Butia odorata</i> (Barb.Rodr.) Noblick	butiá	5
<i>Butia paraguayensis</i> (Barb.Rodr.) L.H.Bailey	butiá	5
<i>Butia witeckii</i> K.Souares & S.J.Longhi	butiá-do-campo	5
<i>Butia yatay</i> (Mart.) Becc.	butiá-jataí	5
<i>Calotropis gigantea</i> (L.) Dryand.	algodão-de-seda	2
<i>Calotropis procera</i> (Aiton) Dryand.	algodão-de-seda, saco-de-velho	1 e 2
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	casuarina	2 e 6
<i>Caulerpa scalpelliformis</i> (R.Brown ex Turner) C.Agardh 1817	alga-verde-elíptica	2, 4 e 5
<i>Cenchrus purpureus</i> (Schumacher) Morrone	capim-napiê	4
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H.E.Moore	carnaúba	3
<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	eucalipto-cidrô, eucalipto-limão	3
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer	unha-do-cão, viúva-alegre	5
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	pé-de-galinha, capim-seda	3
<i>Dasya brasiliensis</i> E.C.Oliveira & Y.Y.Braga	alga	2
<i>Derris</i> Lour.	timbó	5
<i>Eichhornia</i> Kunth	aguapé, jacinto-d'água	3
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq	dendê, dendezeiro	1, 2, 3, 4 e 6
<i>Elodea</i> Michx.		3
<i>Elodea densa</i> (Planch.) Casp.	elódea	3
<i>Elodea najas</i> (Planch.) Casp.	egéria	4

PLANTAS E ALGAS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Eragrostis plana</i> Nees	capim-annoni	1, 2, 4 e 5
<i>Eucalyptus</i> L'Hér.	eucaliptos	2, 3 e 4
<i>Euphorbia pulcherrima</i> Willd. ex Klotzsch	poinsétia	2
<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	palmito-açaí, açai	4
<i>Grevillea robusta</i> A.Cunn. ex R.Br.	grevilea	3
<i>Guadua sarcocarpa</i> Londoño & P.M.Peterson	bambu	1
<i>Guadua tagoara</i> (Nees) Kunth	bambu	1
<i>Halimeda opuntia</i> (L.) J.V.Lamour.	alga verde	2
<i>Hedychium coronarium</i> J.Koenig	lírio-do-brejo, mariazinha-do-brejo, jasmim-do-brejo	2, 4, 5 e 6
<i>Hedychium gardnerianum</i> Sheppard ex Ker Gawl.	gengibre-de-kañili, conteira	4
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	uva-do-Japão, bananinha-do-Japão, caju-do-Japão, chico-magro, gomari, passa-do-Japão, pé-de-galinha, uva-da-China	2, 3 e 6
<i>Hydrilla verticillata</i> (L.f.) Royle	hidrila, falsa-elodea	2, 3, 4 e 5
<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	capim-jaraguá	2
<i>Impatiens walleriana</i> Hook.f.	maria-sem-vergonha	2
<i>Jatropha curcas</i> L.	pinhão-manso	3
<i>Laurencia caduciramulosa</i> Masuda & S. Kawaguchi, 1997	alga	2
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	leucena, acácia pálida	1, 2, 3, 5 e 6
<i>Limnophila sessiliflora</i> (Vahl) Blume	ambulia-anã	4
<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R.Br. ex Mart.	falsa-latânia, palmeira-le-que-da-China	5
<i>Mangifera indica</i> L.	mangueira	2
<i>Manihot esculenta</i> Crantz	mandioca	3
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	capim-colonião, capim-coloninho, capim-da-colônia, capim-de-cavalo, capim-de-corte, capim-de-mula, capim-de-planta	2, 4 e 5
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	capim-gordura	2, 3, 4, 5 e 6
<i>Myroxylon balsamum</i> Harms	cabreúva	4
<i>Nicotiana glauca</i> Graham	charuto-do-rei, figueira-da-Índia	1
<i>Nodularia Mertens ex Bornet & Flahault, 1886</i>	cianobactéria	4
<i>Nodularia spumigena</i> Mert. ex Bornet & Flahault	cianobactéria	
<i>Panicum repens</i> L.	capim-torpedo	2
<i>Paspalum notatum</i> Flüggé	grama-forquilha, grama-batatais, grama-do-rio-grande	3
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.		3
<i>Pinus</i> L.	pinus, pinheiros	1, 2, 3, 4, 5 e 6
<i>Pinus caribaea</i> Morelet	pinheiro-americano, pínus	5
<i>Pinus elliottii</i> Engelm.	pinheiro, pinheiro-americano	2, 3, 4 e 5
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede	pinheiro-acote, pínus	5
<i>Pinus taeda</i> L.	pinheiro-amarelo, pinheiro-americano	2 e 5
<i>Pontederia crassipes</i> Mart.	aguapé	3 e 4
<i>Prosopis</i> L.	algaroba	6

PLANTAS E ALGAS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	algaroba, algarrobo	1, 2, 3, 4 e 5
<i>Psidium guajava</i> L.	goiabeira	2 e 6
<i>Pteridium esculentum subsp. arachnoideum</i> (Kaulf.) J.A.Thomson	samambaia	1
<i>Pyropia acanthophora</i> (E.C.Oliveira & Coll) M.C.Oliveira et al.	nori	2
<i>Pyropia suborbiculata</i> (Kjellm.) J. Sutherland, H. Choi, M. Hwang & W. Nelson	nori	2
<i>Rhaphiolepis loquata</i> B.B.Liu & J.Wen	nespereira	2
<i>Ricinus communis</i> L.	mamona	3
<i>Sargassum fluitans</i> (Børgesen) Børgesen	alga flutuante	2
<i>Sargassum natans</i> (L.) Gaillon	alga flutuante	2
<i>Sargassum vulgare</i> C.Agardh		4
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	guapuruvu, garapuvu, paricá	1
<i>Spathodea campanulata</i> P.Beauv.	espatódea	4
<i>Swietenia macrophylla</i> King in Hook.	mogno	4
<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & L.M.Perry	jambo	2
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	ipê-de-jardim, amarelinho, ipê-amarelo-de-jardim	2
<i>Tectona grandis</i> L.f.	teca	4
<i>Terminalia catappa</i> L.	amendoeira, chapéu-de-praia, castanheira, sete-copas	2 e 3
<i>Thunbergia grandiflora</i> Roxb.	tumbérgia-azul	2
<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A.Gray	girassol-mexicano, margaridão	2, 4 e 5
<i>Toona ciliata</i> M.Roem.	cedro-australiano	3
<i>Tradescantia zebrina</i> Heynh. ex Bosse.	lambari, trapoeraba	2
<i>Ulex europaeus</i> L.	tojo	1
<i>Urochloa</i> P.Beauv.	braquiária	2, 4, 5 e 6
<i>Urochloa arrecta</i> (Hack.) Morrone & Zuloaga	braquiária, braquiária-do-brejo	1, 2, 4 e 5
<i>Urochloa brizantha</i> (A.Rich.) R.D.Webster	braquiária, braquiária-do-alto, braquiária-do-morro, braquiarão, capim-marandu	4 e 5
<i>Urochloa distachya</i> (L.) T.Q.Nguyen	braquiária	2
<i>Urochloa dictyoneura</i> (Fig. & De Not.) Veldkamp	braquiária-humidícula, quicuío-da-amazônia	2
<i>Urochloa eminii</i> (Mez) Davidse	braquiária-comum	2, 3, 4 e 5
<i>Urochloa subquadripara</i> (Trin.) R.D.Webster	braquiária	5
<i>Yucca filamentosa</i> L.	agulha-de-adão	

VERTEBRADOS TERRESTRES

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Alouatta guariba clamitans</i> Cabrera, 1940	bugio, bugio-ruivo	3
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	papagaio-verdadeiro	4
<i>Anolis sagrei</i> Duméril & Bibron, 1837		3
<i>Axis axis</i> (Erxleben, 1777)	chital, cervo axis	3
<i>Boana albomarginata</i> (Spix, 1824)	perereca-araponga	4
<i>Bos</i> Linnaeus, 1758	gado	3
<i>Bos taurus</i> Linnaeus, 1758	boi, touro, gado	3
<i>Brachyteles arachnoides</i> (É.Geoffroy Saint-Hilaire, 1806)	muriqui, mono-carvoeiro, muriqui-do-sul	3
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	periquito-de-encontro-amarelo	4
<i>Bubalus bubalis</i> (Linnaeus, 1758)	búfalo, búfalo-asiático	2, 3 e 4
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	garça-vaqueira	1 e 4
<i>Callithrix</i> Erxleben, 1777	saguis, micos	1, 2, 3 e 6
<i>Callithrix aurita</i> (É.Geoffroy Saint-Hilaire, 1812)	sagui-da-serra-escuro	1 e 4
<i>Callithrix geoffroyi</i> (É. Geoffroy, 1812)	sagui-de-cara-branca	3
<i>Callithrix jacchus</i> (Linnaeus, 1758)	sagui-de-tufo-branco	1, 3 e 4 e 6
<i>Callithrix penicillata</i> (É.Geoffroy Saint-Hilaire, 1812)	sagui-de-tufo-preto	1, 3 e 4 e 6
<i>Canis lupus familiaris</i> Linnaeus, 1758	cachorro, cão-doméstico	2, 3 e 4
<i>Capra hircus</i> Linnaeus, 1758	cabra	3 e 5
<i>Cerdocyon thous</i> Linnaeus, 1766	graxaim-do-mato, cachorro-do-mato, raposa, lobinho	2 e 3
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	lobo-guará, lobo-vermelho, aguará	3 e 4
<i>Cnemidophorus gr. lemniscatus</i> (Linnaeus 1758)	calango-azul, lagarto-de-cauda-azul, rabo-de-arco-íris	3
<i>Columba livia</i> J.F.Gmelin, 1789	pombo-doméstico, pombo-das-rochas	1 e 4
<i>Corvus albus</i> Statius Muller, 1776	gralha-seminarista, corvo	2 e 3
<i>Dasyopus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	tatu-galinha, tatu-veado, tatu-de-folha	3
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	gambá, gambá-de-orelha-preta, saruê, mucura	3
<i>Elaenia ridleyana</i> Sharpe, 1888	cocuruta	5
<i>Eleutherodactylus johnstonei</i> Barbour, 1914	perereca-assobiadora	4
<i>Equus asinus</i> Linnaeus, 1758	jumento	2
<i>Equus caballus</i> Linnaeus, 1758	cavalo	2
<i>Equus ferus</i> Boddaert, 1785	cavalo	3
<i>Equus</i> Linnaeus, 1758	cavalos	3
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	bico-de-lacre	2
<i>Felis catus</i> (Linnaeus, 1758)	gato, gato-domético	2, 3, 4 e 5
<i>Gubernatrix cristata</i> (Vieillot, 1877)	cardeal amarelo	1
<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnés, 1818)	lagartixa-doméstica, lagartixa-de-parede	2 e 4
<i>Ischnocnema</i> Reinhardt & Lütken, 1862		4
<i>Kerodon rupestris</i> (Wied-Neuwied, 1820)	mocó	2, 3 e 4
<i>Leontopithecus chrysomelas</i> (Kuhl, 1820)	mico-leão-de-cara-dourada	6
<i>Leontopithecus rosalia</i> (Linnaeus, 1766)	mico-leão-dourado	4 e 6

VERTEBRADOS TERRESTRES

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Lepus europaeus</i> Pallas, 1778	lebre-comum, lebre-europeia, lebrão	2, 3, 4 e 5
<i>Liolaemus lutzae</i> Mertens, 1938	lagartixa-de-areia, lagartinho-branco-da-areia	2
<i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802)	rã-touro, rã-touro-americana	2, 3 e 4
<i>Mus musculus</i> Linnaeus, 1758	camundongo, calungo, mondongo, dongo, catita, murganho, ratinho e topolino	3 e 5
<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)	ratão-do-banhado	3
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	tamanduá-bandeira	4
<i>Phyllodytes luteolus</i> (Wied-Neuwied, 1821)	perereca-das-bromélias	3 e 4
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	morcego-de-linha-branca	3
<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769)	ratazana, gabiru, rato-castanho, rato-marrom	1, 3, 4 e 5
<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	gabiru, rato-preto, rato-comum	3, 4 e 5
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	sapo-cururu	4
<i>Rhinella jimi</i> (Stevaux, 2002)	sapo-cururu	2
<i>Saimiri</i> Voigt, 1831	macaco-esquilo	1
<i>Salvator merianae</i> Duméril & Bibron 1839	teiú, teiú-gigante	2, 4 e 5
<i>Sapajus nigratus</i> (Goldfuss, 1809)	macaco-prego	3
<i>Sturnus vulgaris</i> Linnaeus, 1758	estorninho	4
<i>Sula leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	atobá-pardo	5
<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758	javali, javaporco, porco-monteiro, porco-montês	1, 2, 3, 4, 5 e 6
<i>Sus scrofa subsp. domesticus</i> Linnaeus, 1758	porco doméstico	2
<i>Trachemys dorbigni</i> (Duméril & Bibron, 1835)	tartaruga-tigre-d'água	2 e 3
<i>Trachemys scripta</i> (Thunberg In Schoepff, 1792)	tartaruga-de-orelha-vermelha	2 e 3
<i>Trachylepis atlantica</i> (Schmidt, 1945)	mabuia-de-Noronha	4
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	1
<i>Xenopus laevis</i> (Daudin, 1802)	rã-de-unha-africana	2
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-amargosa	1

VERTEBRADOS AQUÁTICOS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Arapaima gigas</i> (Schinz, 1822)	pirarucu	2 e 4
<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	acará-açu	3
<i>Butis koilomatodon</i> (Bleeker, 1849)	dorminhoco-de-lama	2
<i>Chromis limbata</i> (Valenciennes, 1833)	chromis-açoriano, castanheta	2 e 4
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	tucunaré-amarelo	2, 4 e 5
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006	tucunaré, tucunaré-azul	3 e 4
<i>Cichla</i> Bloch & Schneider, 1801	tucunaré	1, 2, 3 e 4
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	bagre-africano	4
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	tambaqui	2
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	tilápia-africana, tilápia-do-Congo	1, 2, 3, 4 e 5
<i>Coptodon</i> Gervais, 1853	tilápias	3
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	carpa-capim	2
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	carpa, carpa-comum	2 e 4
<i>Danio rerio</i> (Hamilton, 1822)	paulistinha	4
<i>Heniochus acuminatus</i> (Linnaeus, 1758)	peixe-coral-galhardete	4
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	tetra, mato-grosso	4
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	carpa-prateada	2
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	bagre-do-canal	2 e 3
<i>Leiarius marmoratus</i> (Gill, 1870)	jundiá	4
<i>Megaleporinus macrocephalus</i> (Garavello & Britski, 1988)	piaussu, piavuçu	3
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	pacu-prata	2 e 4
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)	achigã, black-bass	2 e 4
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	tainha	4
<i>Omobranchus punctatus</i> (Valenciennes, 1836)	blenídeo, blenídeo-de-ostra-manchado	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	truta-arco-íris	2 e 3
<i>Opsanus beta</i> (Goode & Bean, 1880)	peixe-sapo	2 e 4
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	tilápia, tilápia-africana, tilápia-do-Nilo	1, 2, 3, 4 e 5
<i>Oreochromis</i> Günther, 1889	tilápias	2 e 3
<i>Pangasianodon hypophthalmus</i> (Sauvage, 1878)	panga	2 e 6
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	pirarara	4
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	lebiste, guppy, barrigudinho, poecilia	2, 3 e 4
<i>Poecilia sphenops</i> Valenciennes, 1846	molinésia	2
<i>Potamotrygon amandae</i> Loboda & Carvalho, 2013	arraia	4
<i>Potamotrygon falkneri</i> Castex & Maciel, 1963	raia-pintada	4
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	pintado, surubim	4
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Linnaeus, 1766)	cachara	4
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> (Castelnau, 1855)	surubim	4
<i>Pterois volitans</i> (Linnaeus, 1758)	peixe-leão	2, 3, 4, 5 e 6
<i>Pygocentrus</i> Müller & Troschel, 1844	piranhas	2
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	jundiá	6
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	dourado	1 e 4

VERTEBRADOS AQUÁTICOS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Scarus zelindae</i> Moura, Figueiredo & Sazima, 2001	peixe-budião	4
<i>Serrasalmus</i> Lacepède, 1803	piranhas	2
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	biru	4
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	cumbaca	4
<i>Trachemys dorbigni</i> (Duméril and Bibron, 1835)	tigre-d'água	2, 3 e 6
<i>Trachemys scripta elegans</i> (Schoepff, 1792)	tartaruga-americana, tartaruga-de-orelha-vermelha	2 e 3
<i>Xiphophorus maculatus</i> (Günther, 1866)	plati	2 e 4
<i>Xiphophorus hellerii</i> Heckel, 1848	espadinha	4

INVERTEBRADOS TERRESTRES

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Aedes aegypti</i> (Linnaeus, 1762)	mosquito-da-dengue, mosquito, pernilongo	1, 2, 3, 4 e 5
<i>Aedes albopictus</i> (Skuse, 1894)	mosquito-da-dengue, mosquito	1
<i>Amyntas corticis</i> (Kinberg, 1866)	minhoca-louca, minhoca-bailarina	4
<i>Amyntas gracilis</i> (Kinberg, 1866)	minhoca-louca, minhoca-bailarina	4
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	abelha-africana, abelha-européia, abelha-de-mel	2, 3 e 4
<i>Apis mellifera ligustica</i> Linnaeus, 1758	abelha-italiana	2
<i>Apis mellifera scutellata</i> Lepeletier (1836)	abelha-africanizada	1, 2 e 3
<i>Bemisia tabaci</i> (Gennadius, 1889)	mosca-branca	2 e 4
<i>Blastopsylla occidentalis</i> Taylor, 1985		4
<i>Blissus arenarius</i> Barber, 1918	percevejo-das-gramíneas	5
<i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	abelha-mamangava	2
<i>Ceratitis capitata</i> (Wiedemann, 1824)	mosca-do-Mediterrâneo	4
<i>Cinara</i> Curtis, 1835	pulgão-gigante-do-pinus	4
<i>Coptotermes gestroi</i> (Wasmann, 1896)	cupim-de-solo-asiático	4
<i>Cryptotermes brevis</i> (Walker, 1853)	cupim-de-madeira-seca-doméstico	4
<i>Ctenarytaina</i> Ferris & Klyver, 1932	pulgão	4
<i>Cydia pomonella</i> (Linnaeus, 1758)	traça-da-maçã	4
<i>Dendrolimus</i> Germar, 1812	mariposa	4
<i>Diaphorina citri</i> Kuwayama, 1908	psílídeo-asiático-dos-citros	4
<i>Digitonthophagus gazella</i> (Fabricius, 1787)	besouro-rola-bosta, rola-bosta-africano	3 e 4
<i>Eisenia fetida</i> (Savigny, 1826)	minhoca-vermelha-da-Califórnia	4
<i>Glycaspis brimblecombei</i> (Baker, 1917)	psílídeo-de-concha	1
<i>Gonipterus</i> Schoenherr, 1833	gorgulho	4
<i>Haematobia irritans</i> (Linnaeus, 1758)	mosca-do-chifre	3
<i>Harmonia axyridis</i> (Pallas, 1773)	joaninha-asiática	1 e 4
<i>Helicoverpa armigera</i> (Hübner, 1808)		2
<i>Hyblaea pueria</i> (Cramer, 1777)	lagarta-da-teca, lagarta-desfolhadora	2 e 4
<i>Hyperaulax ridleyi</i> (E.A.Smith, 1890)		4
<i>Hypothenemus hampei</i> (Ferrari 1867)	broca-do-café	4
<i>Johngarthia lagostoma</i> (H.Milne Edwards, 1837)	caranguejo-amarelo	4
<i>Lissachatina fulica</i> (Bowdich, 1822)	caracol-gigante-africano, caramujo-africano, caramujo-gigante-africano	1, 2, 3, 4, 5 e 6
<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	mandaçaia	3
<i>Ocypode quadrata</i> (Fabricius, 1787)	maria-farinha, caranguejo-fantasma	4
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	formiga-louca	4
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	formiga-cabeçuda, formiga-cabeçuda-urbana	4
<i>Phoracantha</i> Newton, 1840	cerambicídeo	4
<i>Plebeia emerina</i> (Friese, 1900)	mirim	3
<i>Pontosclex corethrurus</i> (Muller, 1856)	minhoca-mansa	4

INVERTEBRADOS TERRESTRES

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Psyllaephagus bliteus</i> Riek, 1962	vespa	1
<i>Sinoxylon unidentatum</i> (Fabricius, 1801)		4
<i>Sirex noctilio</i> Fabricius, 1773	vespa	4
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	formiga-fantasma	4

INVERTEBRADOS ÁGUAS CONTINENTAIS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Corbicula fluminea</i> (O.F.Müller, 1774)	amêijoia-asiática	2, 3 e 4
<i>Corbicula largillierti</i> (Philippi, 1844)	berbigão, berbigão-asiático-roxo	4
<i>Cordylophora caspia</i> (Pallas, 1771)	hidróide	5
<i>Dendrocephalus brasiliensis</i> Pesta, 1921	artêmia-de-água-doce	4
<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857)	mexilhão-dourado	1, 2, 3, 4, 5 e 6
<i>Macrobrachium amazonicum</i> (Heller, 1862)	camarão-amazonico	2 e 4
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (De Man, 1879)	camarão-da-Malásia	4 e 5
<i>Melanoides tuberculata</i> (O.F.Müller, 1774)	caramujo-trombeta	2, 3 e 4
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	lagostim-vermelho-da-Louisiana	4
<i>Trichodactylus fluviatilis</i> Latreille, 1828	caranguejo-de-água-doce	4

INVERTEBRADOS MARINHOS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	cirripédio	2
<i>Amphibalanus eburneus</i> (Gould, 1841)	craca	1
<i>Amphibalanus reticulatus</i> (Utinomi, 1967)	craca	2
<i>Apocyclops borneoensis</i> Lindberg, 1954	copépode	2
<i>Branchiomma luctuosum</i> (Grube, 1870)	poliqueta, poliqueta-tubícola	2
<i>Briareum hamrum</i> (Gohar, 1948)	coral-marrom	4
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896	siri-azul	4
<i>Carijoa riisei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)	coral-floco-de-neve	2
<i>Charybdis hellerii</i> (A.Milne-Edwards, 1867)	siri-capeta, siri-bidu, siri-de-espinho	2, 4 e 5
<i>Chromonephtea braziliensis</i> van Ofwegen, 2005	coral-mole	4 e 5
<i>Chromonephtea curvata</i> (Kükenthal, 1911)		4
<i>Clavularia</i> sp. Blainville, 1830	coral	3
<i>Clavularia cf. viridis</i> Quoy & Gaimard, 1833	coral-mole, green-star-polyp	4 e 5
<i>Cnidostoma fallax</i> Vanhöffen, 1911	medusa	2
<i>Cronius ruber</i> (Lamarck, 1818)	siri-vermelho	5
<i>Didemnum perlucidum</i> Monniot F., 1983	ascídia	4
<i>Hydroides elegans</i> (Haswell, 1883)	poliqueta, poliqueta-tubícola	2
<i>Isognomon bicolor</i> (C.B.Adams, 1845)	ostra	2 e 5
<i>Kellicotia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	rotífera	3
<i>Laophontella horrida</i> (Por, 1964)	copépode	2
<i>Latissimia ningalooensis</i> Ekins, Benayahu & McFadden, 2022	xenia-blue	5
<i>Leiosolenus aristatus</i> (Dillwyn, 1817)	mexilhão-tesoura, mexilhão-de-tâmara-tesoura	2 e 5
<i>Megabalanus coccopoma</i> (Darwin, 1854)	craca	2, 3 e 4
<i>Mussismilia hispida</i> (Verrill, 1901)	coral-cérebro	4
<i>Mytilopsis leucophaeata</i> (Conrad, 1831)	mexilhão-falso-de-Conrad	2
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)	mexilhão-do-Mediterrâneo	4
<i>Ophiothela mirabilis</i> Verrill, 1867	serpente-do-mar, ofiuroide, ofiuroide-amarelo, ofiúro	2, 3 e 5
<i>Palythoa caribaeorum</i> Duchassaing & Michelotti, 1860	baba-de-boi	4
<i>Paracyclopina longifurca</i> (Sewell, 1924)	copépode	2
<i>Penaeus monodon</i> Fabricius, 1798	camarão-tigre-gigante	5
<i>Penaeus paulensis</i> Pérez Farfante, 1967	camarão-rosa	4
<i>Penaeus vannamei</i> Boone, 1931	camarão-de-patas-brancas, camarão-branco-do-Pacífico	2, 4 e 5
<i>Perna viridis</i> (Linnaeus, 1758)	mexilhão-verde-asiático	2
<i>Phyllogorgia dilatata</i> (Esper, 1806)	orelha-de-elefante, gorgônia	4
<i>Phylloporosyllus aegypticus</i> Nicholls, 1944	copépode	2
<i>Phylloporosyllus setouchiensis</i> Kitazima, 1981	copépode	2
<i>Phyllorhiza punctata</i> von Lendenfeld, 1884	água-viva	2
<i>Pleopis schmackeri</i> (Poppe, 1889)		2
<i>Polydora</i> sp.	poliqueta	3
<i>Pseudodiaptomus trihamatus</i> Wright S., 1937	calanoide	2
<i>Sansibia</i> sp. Alderslade, 2000	coral-mole ornamental	3, 4 e 5

INVERTEBRADOS MARINHOS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Sarcothelia</i> Verrill, 1928	coral	3 e 4
<i>Schizoporella errata</i> (Walters, 1878)	briozoário	2, 3 e 4
<i>Siderastrea stellata</i> Verrill, 1868	coral	4
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	ascídea-maria-mijona	2 e 5
<i>Temora turbinata</i> (Dana, 1849)	calanoide	2
<i>Tubastraea</i> Lesson, 1830	coral-sol	3, 4 e 6
<i>Tubastraea coccinea</i> Lesson, 1830	coral-sol, coral-laranja	1, 2, 3, 4 e 5
<i>Tubastraea tagusensis</i> Wells, 1982	coral-sol	1, 3, 4 e 5
<i>Watersipora subtorquata</i> Soule, 1968	briozoário-de-ferrugem-vermelha	3
<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)	tapete-do-mar-verde	4

PROTISTAS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Alexandrium tamarense</i> (M. Lebour) Balech	dinoflagelado	2 e 4
<i>Alexandrium catenella</i> (Whedon & Kofoid) Balech	dinoflagelado	4
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	dinoflagelado	2 e 3
<i>Coscinodiscus wailesii</i> Gran & Angst, 1931	diatomácea-marinha-cêntrica	2 e 4
<i>Gymnodinium catenatum</i> Graham, 1943	dinoflagelado	2 e 4

OUTROS

Nome científico completo (com descritor e ano de descrição, quando for o caso)	Nomes populares	Capítulo (s) onde é citada
<i>Aphanomyces astaci</i> Schikora	fungo que ataca os crustáceos	4
<i>Aphthovirus</i>	febre-aftosa	2
<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> Longcore, Pessier & D.K. Nichols	fungo que ataca os anfíbios	3
<i>Capripoxvirus</i>	dermatite nodular contagiosa	2
<i>Crinipellis pernicioso</i> (Stahel) Singer	vassoura-de-bruxa	2
<i>Flavivirus</i>	vírus do Nilo Ocidental, vírus da febre amarela	2
<i>Pseudocercospora fijiensis</i> (M. Morelet) Deighton	sigatoka-negra	2
<i>Orthopoxvirus</i>	varíola-do-macaco	2
<i>Phakopsora euvitis</i> Y. Ono	ferrugem-da-videira	2
<i>Whispovirus</i>	vírus-da-mancha-branca	4

COORDENAÇÃO EXECUTIVA BPBES

Carlos Alfredo Joly
Aliny P.F. Pires
Cristiana Simão Seixas
Leandra R. Gonçalves
Paula Drummond de Castro
Rafael Loyola

COORDENAÇÃO EDITORIAL

Michele de Sá Dechoum
Paula Drummond de Castro

PROJETO GRÁFICO

Lúcia Nemer
Martuse Fornaciari

FOTOGRAFIAS

Arquivo Reserva Biológica do Arvoredo (SC)
Beloni Marterer
Carlos Salvador
Celso Costa Santo Junior
Germano Roberto Schüür [CC BY-SA 4.0]
Rafael Barbizan Sühs
Rafael Dudeque Zenni

Copyright © 2024 Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES). Todos os direitos desta obra são reservados e protegidos pela Lei 9.610, de 19/02/1998. É permitida a reprodução total ou parcial desta publicação, para fins educacionais e sem finalidade lucrativa, desde que a fonte seja devidamente mencionada.

Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES).

Relatório temático sobre espécies exóticas invasoras, biodiversidade e serviços ecossistêmicos [recurso eletrônico] / BPBES ; organizadores: Michele de Sá Dechoum... [et al]. – São Carlos, SP : Editora Cubo, 2024.
293 p. : il. (p&b , color.) ; 21 x 30 cm.

ISBN 978-65-00-87228-6.

1. Biodiversidade. 2. Bioinvasão. 3. Ecossistemas. 4. Plantas exóticas.
5. Plantas invasoras. I. Dechoum, Michele S.. II. Junqueira, Andrea O. B. III.
Orsi, Mario L. VI. Título.

CDD – 577.5

SUGESTÃO DE CITAÇÃO: BPBES (2024) Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Dechoum, M.S., Junqueira, A. O. R., Orsi, M.L. (Org.). 1ª edição, São Carlos: Editora Cubo. 293 páginas. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6>

MEMBROS DO COMITÊ GESTOR DA BPBES QUE ORIENTARAM A CONSTRUÇÃO DO DIAGNÓSTICO: Carlos A. Joly, Cristiana S. Seixas, Paula F. Drummond de Castro

PARA MAIS INFORMAÇÕES, FAVOR CONTATAR: Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (contato@bpbes.net.br) e/ou Michele Dechoum (michele.dechoum@ufsc.br)

Apoio



Parceiros

