

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

Elisabete 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).

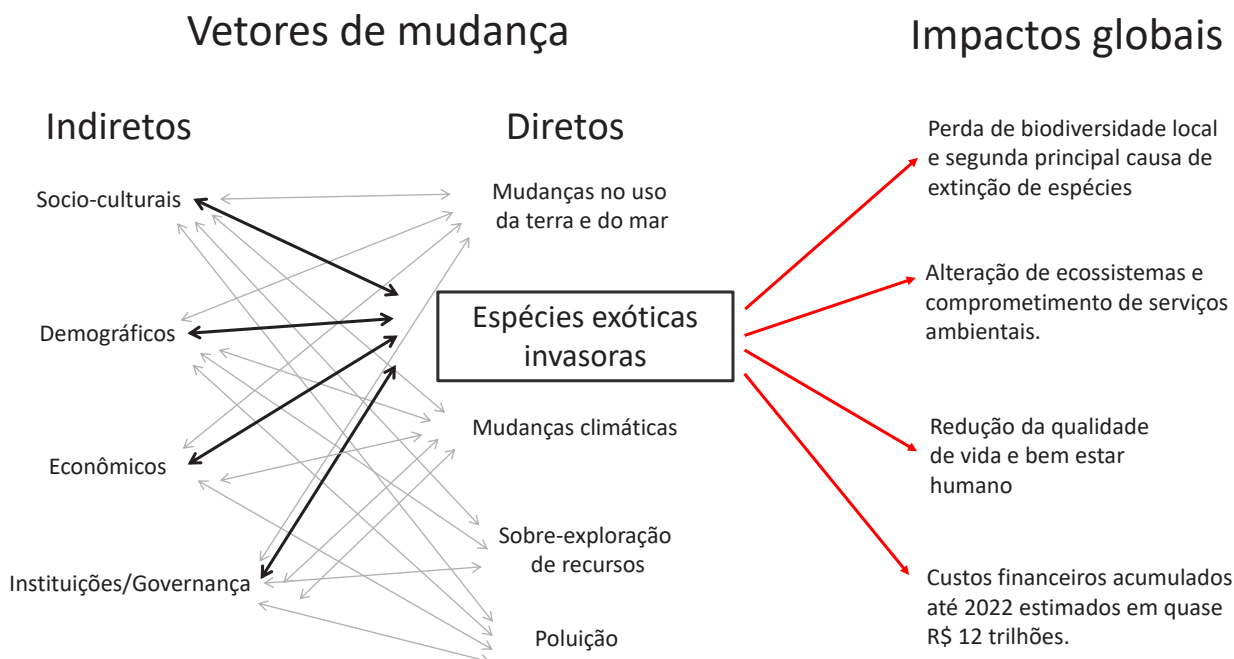


Figura 1.1 - Diagrama representando os principais vetores diretos e indiretos de mudanças nos ecossistemas e suas interações, enfatizando as espécies exóticas invasoras como vetores diretos de mudança causadores de impactos negativos globais sobre a biodiversidade e sobre serviços ecossistêmicos.

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.

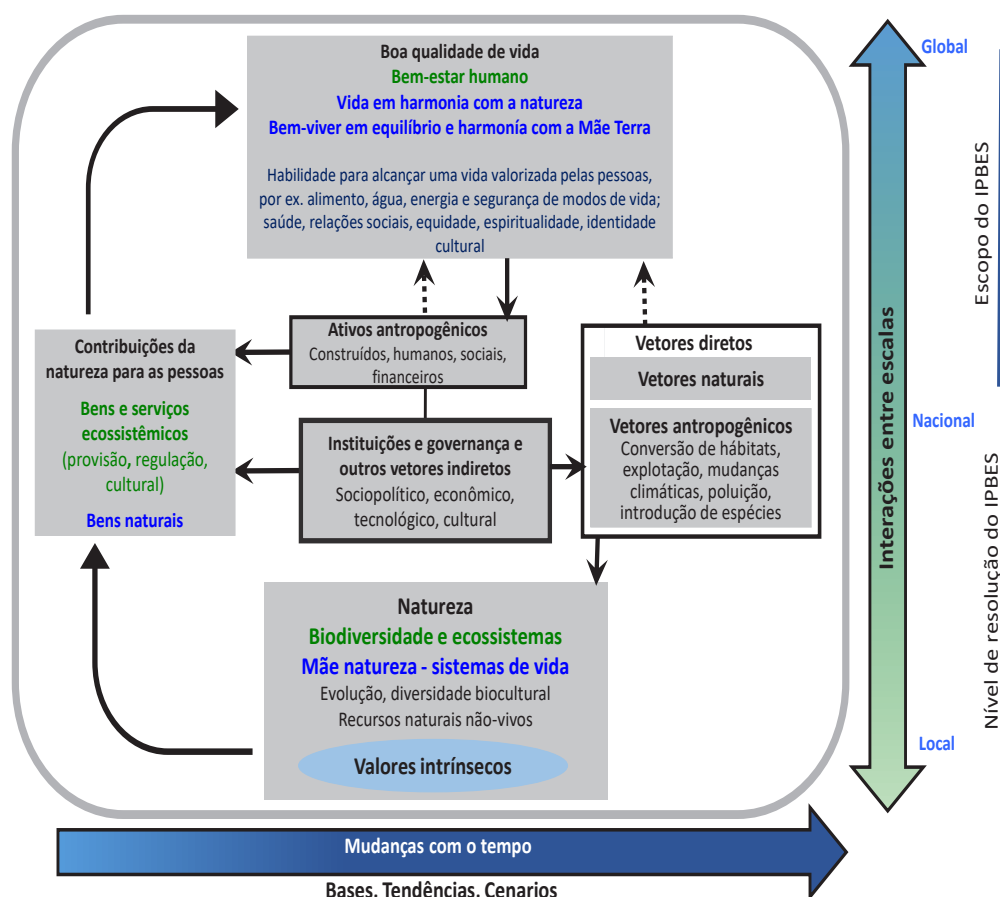


Figura 1.2 - Modelo conceitual da Plataforma Intergovernamental Ciência-Política de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES). Fonte: Plataforma Intergovernamental Ciência-Política de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, traduzido pela Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos,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

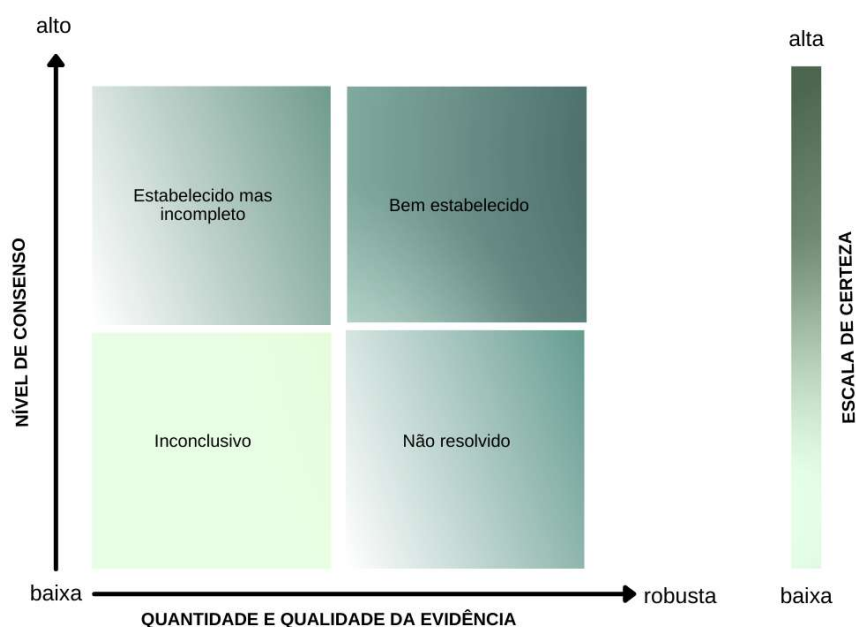


Figura 1.3 - Grau de confiança das afirmações (adaptado de IPBES 2018). Inconclusivo - baseado em sugestões, especulações ou evidências muito limitadas. Não resolvido - várias evidências independentes disponíveis, mas conclusões são divergentes. Estabelecido mas incompleto - há um consenso baseado em 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 (*Zenaidura macroura*) 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).

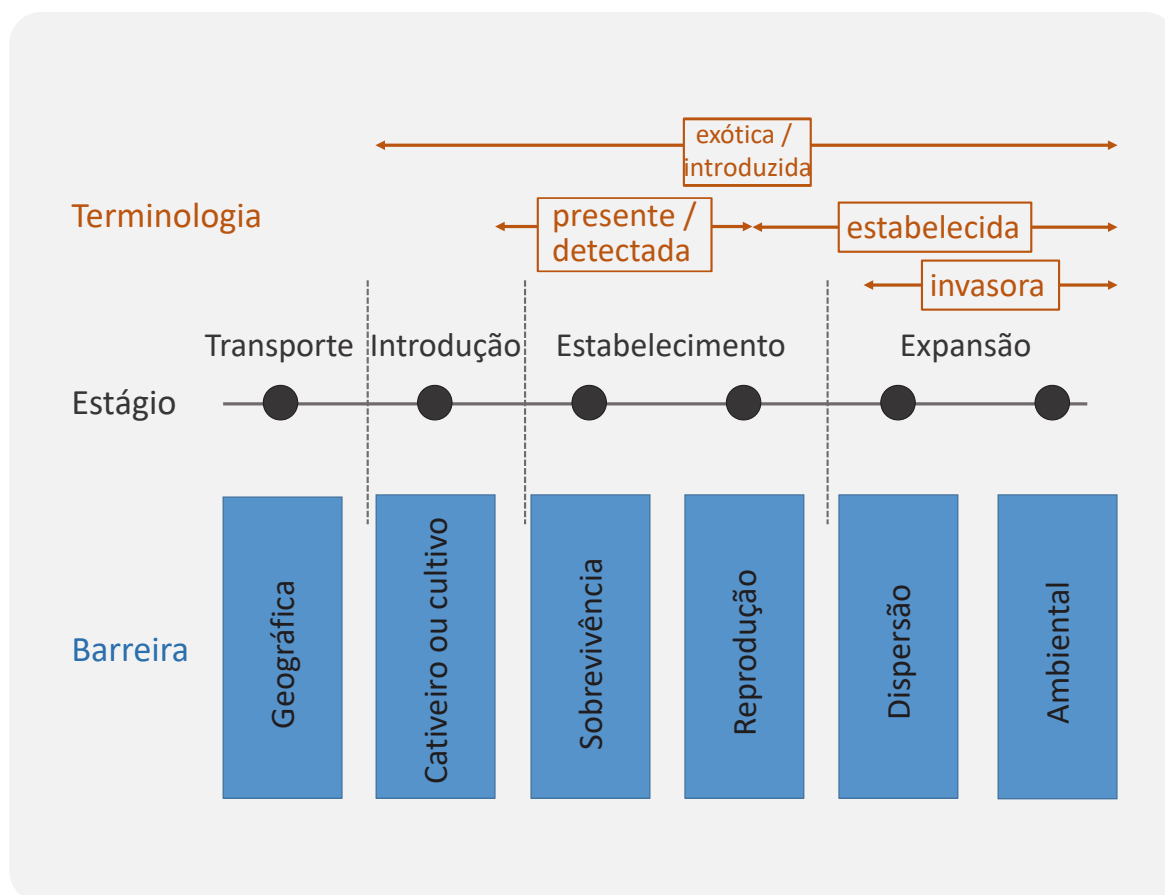


Figura 1.4 - Estrutura unificada do processo de invasão biológica (modificada de Blackburn et al. 2011).

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).

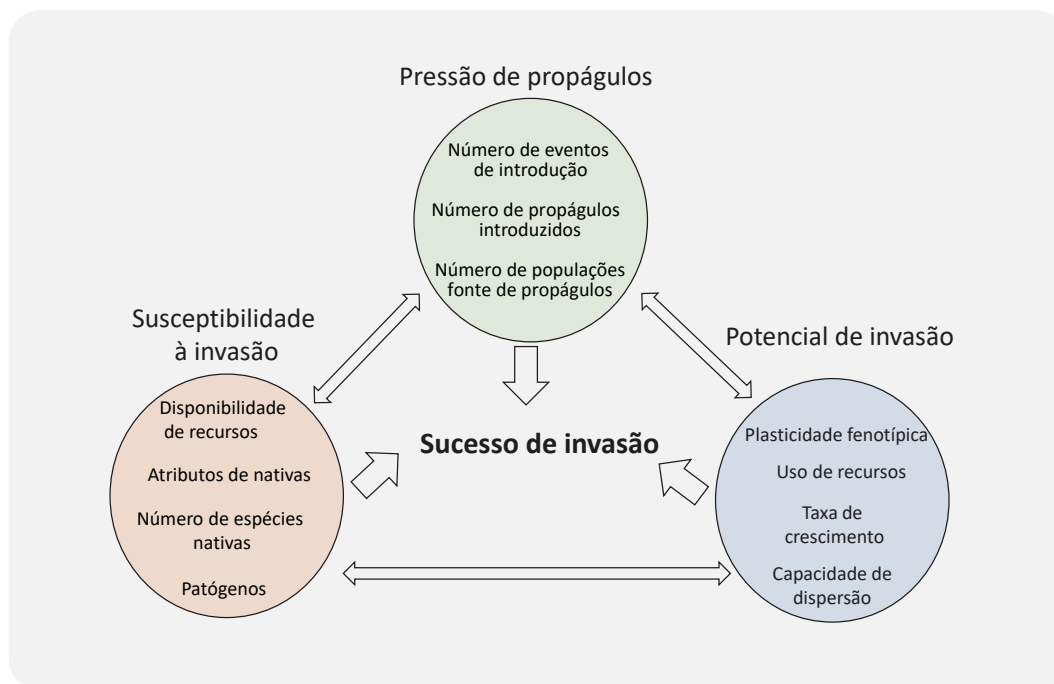


Figura 1.6 - Representação dos três principais grupos de fatores chave para o sucesso de espécies exóticas invasoras.

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 disponi-

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-anonni) 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.

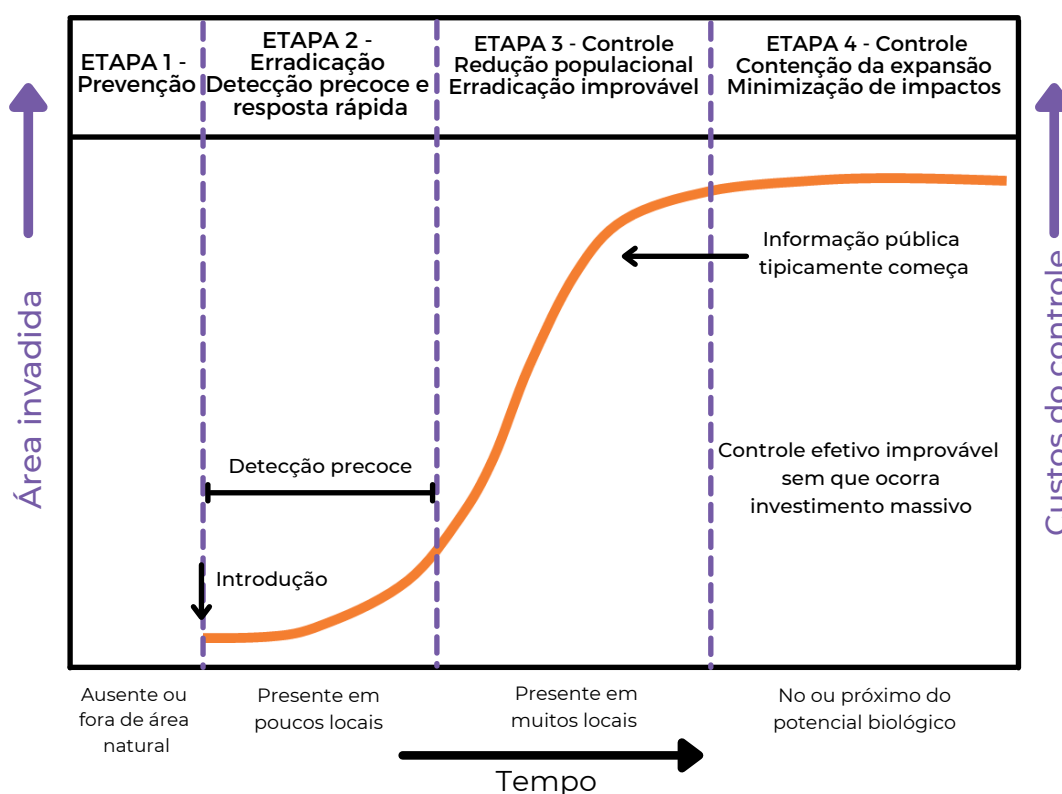


Figura 1.7 - Curva de invasão biológica, na qual estão representadas as diferentes etapas do processo de invasão à medida que o tempo passa, a extensão da área ocupada pela espécie exótica invasora, os custos estimados para controle à medida que o processo avança, e as medidas de manejo necessárias em 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 (seguindo 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).

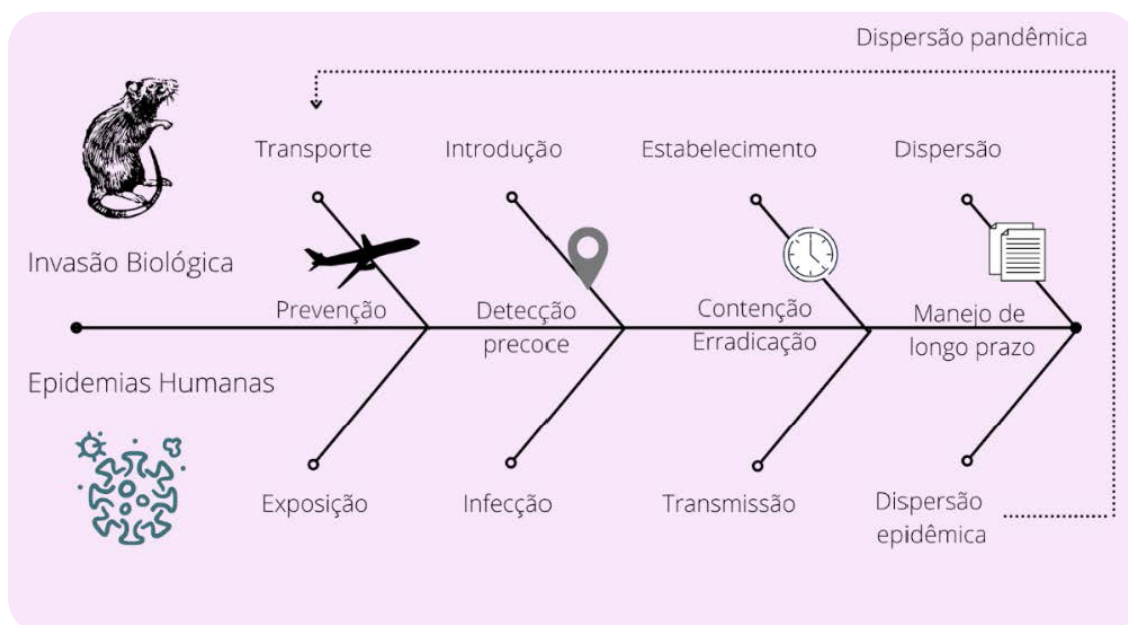


Figura 1.8 - Comparação das etapas dos processos de invasões biológicas e epidemias humanas, e possíveis ações de manejo/gestão em cada etapa. Patógenos que emergem e causam epidemias em qualquer parte do globo podem ser transportados e espalhados globalmente, levando a uma pandemia no pior dos casos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

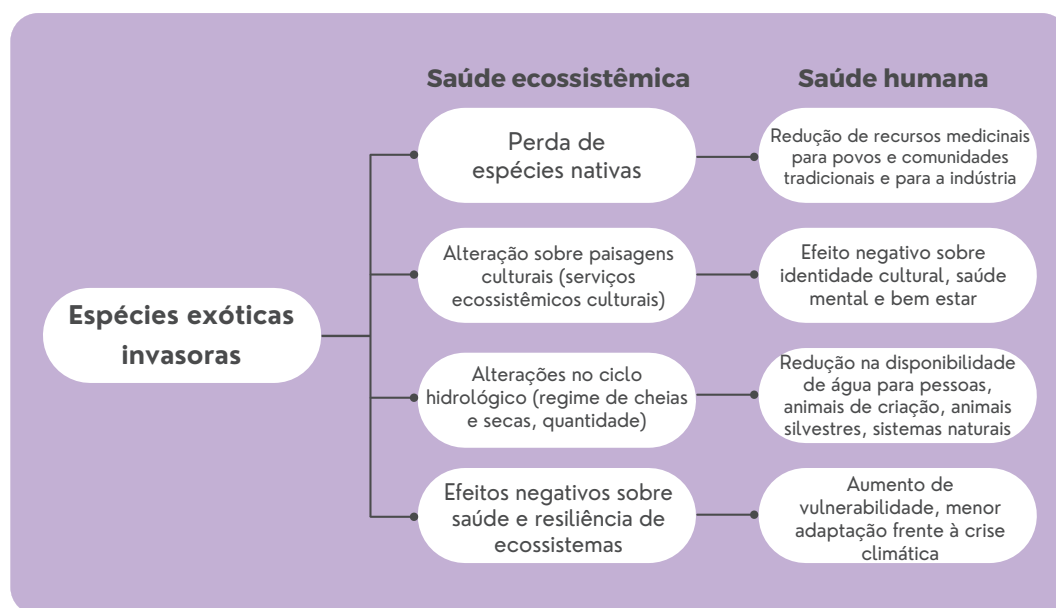


Figura 1.9 - Relação entre saúde de ecossistemas e saúde de humanos na perspectiva de Saúde Única (One Health).

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 contribuíram 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., MARTINOU, 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., MCCLAUGHLIN, 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. & GRELLE, 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., REJMANEK, 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-GUZIŁ, 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., CICCIOZZI, 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.