

CAPÍTULO 5: MANEJO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS: EXPERIÊNCIAS NACIONAIS

Como citar: Fonseca, A. C., Ivanauskas, N. M., Thomaz, S. M., Fidelis, A., Fleury, B., Belz, C., Montag, L. F. A., Freitas, M. G., Neto, O. C., Mangini, P. R. Capítulo 5: Manejo de espécies exóticas invasoras: experiências nacionais. /n: Dechoum, M.S., Junqueira, A. O. R., Orsi, M.L. (Org.). Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. 1ª Ed. São Carlos: Editora Cubo, 2024. P. 185-236. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap5>

COORDENADORES DO CAPÍTULO

Adriana Carvalhal Fonseca¹, Natália Macedo Ivanauskas², Sidinei Magela Thomaz³

¹Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

²Instituto de Pesquisas Ambientais

³Departamento de Biologia, Nupelia, Universidade Estadual de Maringá

AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

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

¹Universidade Estadual Paulista

²Universidade do Estado do Rio de Janeiro

³Universidade Federal do Paraná

⁴Universidade Federal do Pará

⁵Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

⁶Universidade Federal de Pernambuco.

⁷Instituto Brasileiro para Medicina da Conservação - Tríade

AUTORES CONTRIBUINTES DO CAPÍTULO

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

¹Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

²Hemisfério Consultoria em Meio Ambiente

³Universidade Federal Rural da Amazônia

⁴Universidade Federal da Paraíba

⁵Universidade Federal do Rio de Janeiro

REVISORAS DO CAPÍTULO

Barbara Segal¹, Lilian Casatti², Sílvia R. Ziller³

¹Universidade Federal de Santa Catarina

²UNESP Rio Claro

³Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental

SUMÁRIO EXECUTIVO

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

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

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

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

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

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

5.1 Introdução

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

5.2 Ferramentas de prevenção

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

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

5.2.1. Análises de risco

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

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

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

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

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

5.2.2. Gestão de vias e vetores

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

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

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

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

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

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

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

5.2.3. Detecção precoce e resposta rápida

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

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

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

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

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

5.2.3.1 Vigilância e monitoramento

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

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

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

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

5.2.3.2 Redes de colaboradores e participação social

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

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

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

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

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

O peixe-leão está chegando no Brasil!

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

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

Se possível:

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

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

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

IDENTIFICANDO A ESPÉCIE

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

IMPACTOS DA SUA MULTIPLICAÇÃO

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

CUIDADO

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

FOI FURADO POR UM PEIXE-LEÃO?

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

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

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



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

5.3. Estratégias de manejo

5.3.1. Priorização

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

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

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

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

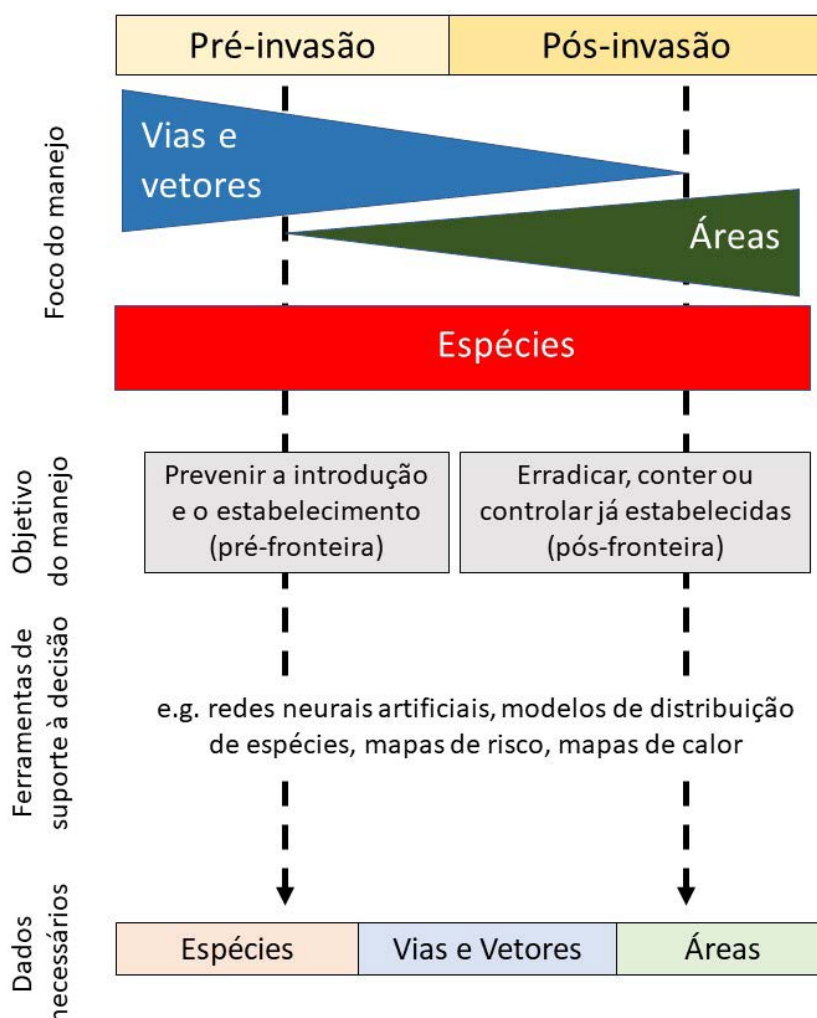


Figura 5.3 - Componentes relacionados à tomada de decisão para a priorização de ações de manejo no controle de invasões biológicas (McGeoch et al. 2016).

5.3.1.1 Priorização de espécies

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

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

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

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

5.3.1.2 Priorização de áreas

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

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

5.3.1.3 Priorização de vias e vetores

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

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

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

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

5.3.2. Erradicação e controle

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

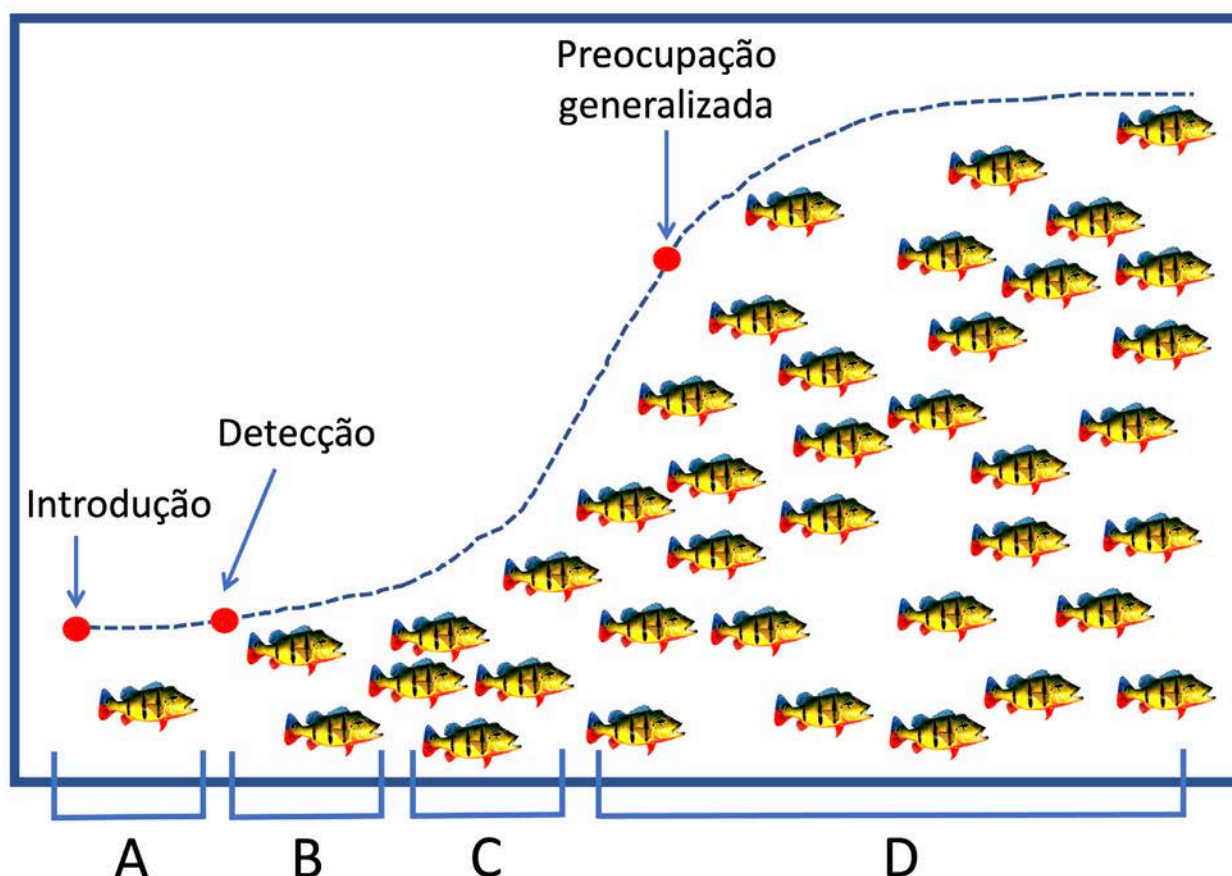


Figura 5.4 - A erradicação de uma espécie é mais simples no início do processo de introdução, mas torna-se impraticável após certo tempo. A: erradicação simples; B: erradicação possível; C: erradicação difícil; D: erradicação impossível (apenas manejo local, porém oneroso). Fonte: Michigan Nature Features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

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

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

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

5.3.2.1 Experiências em ecossistemas marinhos

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

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

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

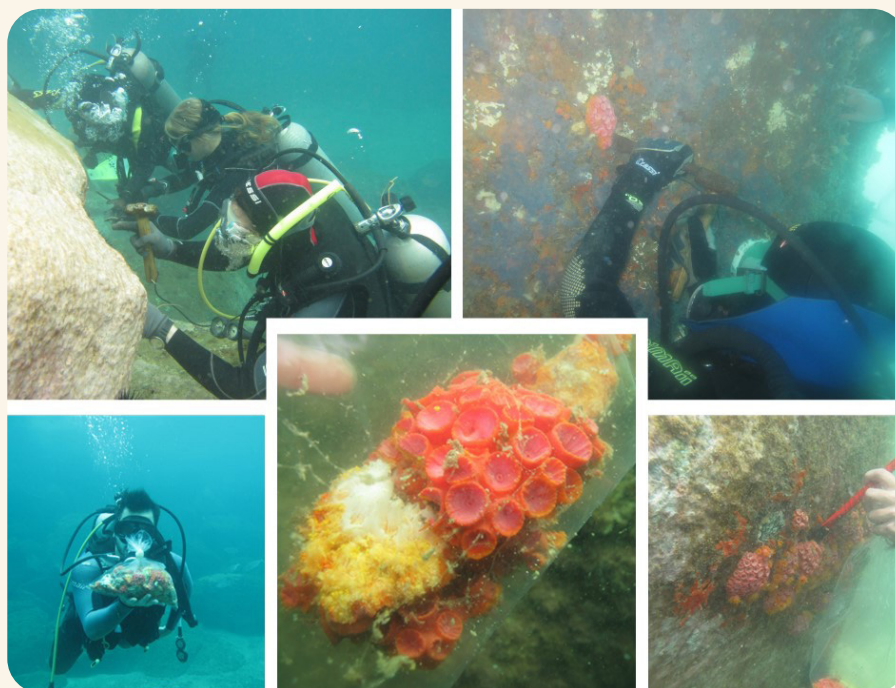


Figura 5.1 – Remoção manual com talhadeira e marreta na Ilha do Arvoredo-SC.

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

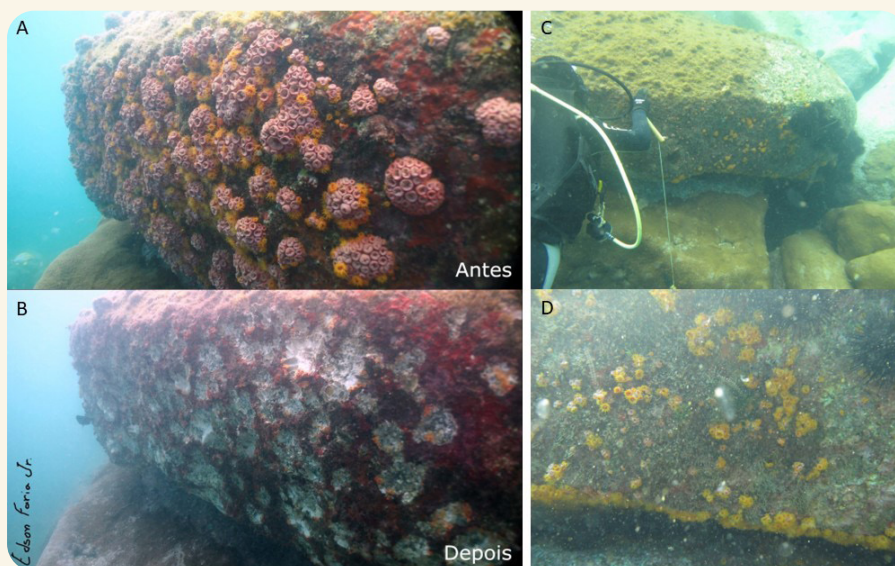


Figura 5.2 - (A e B) Formações rochosas antes e depois da remoção manual na Ilha do Avoredo-SC; (C e D) mesmo local 8 meses depois.

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

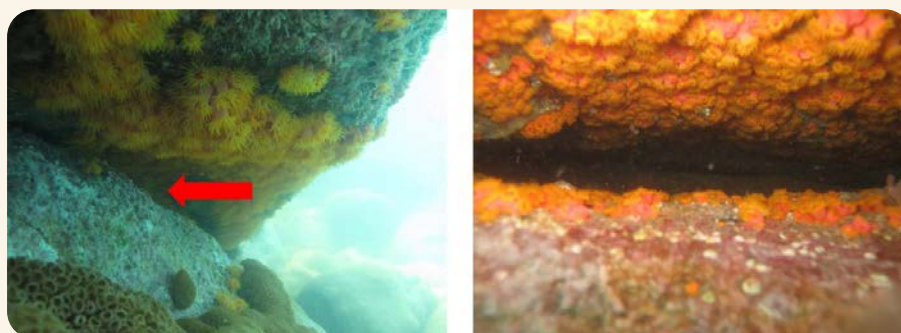


Figura 5.3 - Fenda inacessível ao manejo manual na Ilha do Arvoredo-SC.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

5.3.2.2 Experiências em águas continentais

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

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

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

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

2 Possivelmente trata-se de *Urochloa arrecta*

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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



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

5.3.2.3 Experiências em ecossistemas terrestres

Plantas

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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



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

Animais

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

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

BOX 5.4 - CONTROLE DE JAVALI NO BRASIL

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

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

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

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

CONTROLE DE JAVALI NO BRASIL

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



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

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

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

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

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

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

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

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

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



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

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

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

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



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

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

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

5.3.3. Restauração e Manejo Adaptativo

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

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

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

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

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

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

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

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

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

5.3.4. Engajamento público

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

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

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

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

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

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

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



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

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



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

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

5.4. Desafios, lacunas e incertezas

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

5.5 Considerações Finais

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

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

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

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

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

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

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

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

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

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

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

HELLMANN, J.J., BYERS, J.E., BIERWAGEN, B.G. & DUKES, J.S. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology* 22(3):534-543.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

INATURALIST. 2022b. Espécies Exóticas Invasoras no Brasil. <https://www.inaturalist.org/projects/especies-exoticas-invasoras-no-brasil> [acessado em 15/set/2022].

INSTITUTO HÓRUS - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2021. Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. <http://bd.institutohorus.org.br/base-dados-nacional> [acessado em: 25/out/2021].

INSTITUTO HÓRUS - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2022a. Análise de Risco para Espécies Exóticas. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Nacional. <https://institutohorus.org.br/analise-de-risco-para-especies-exoticas/> [acessado em 15/set/2022].

INSTITUTO HÓRUS - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2022b. Levantamento nacional de espécies exóticas invasoras. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Nacional. <https://institutohorus.org.br/levantamento-nacional-de-especies-exoticas-invasoras/> [acessado em 15/set/2022].

IUCN - International Union for Conservation of Nature. 2017. Guidance for interpretation of CBD categories on introduction pathways. IUCN. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/c/9d85/3bc5/d640f059d03acd717602cd76/sbstta-22-inf-09-en.pdf>.

JANUCHOWSKI-HARTLEY, S.R., VISCONTI, P. & PRESSEY, R.L. 2011. A systematic approach for prioritizing multiple management actions for invasive species. *Biological Invasions* 13:1241-1253.

JATI, S., SILVA JÚNIOR, R.C., SUZUKI, H.I., ANTÔNIO, R.R. & VERÍSSIMO, S. 2020. Despesca no lago do Parque do Ingá. Universidade Estadual de Maringá, Nupélia, Maringá, 18p.

JUNIOR, J.C.R., FREITAS, M.G. & MELLO, T.J. 2018. Testes de técnicas para manejo de *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit. em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In X Seminário de Pesquisa e X Encontro de Iniciação Científica do ICMBio (A.E.F. Bacellar, E.M.M. Albuquerque, F.A. Oliveto, F.A. Bezerra, I.N. Peixoto, I. Salzo & L.N. Santos, orgs.). ICMBIO, Brasília, p. 128.

JUNQUEIRA, A.O.R. 2021. Naufrágios propositais e a prevenção das invasões biológicas marinhas. Nexo Políticas Públicas. Disponível em: <https://pp.nexojornal.com.br/opinia0/2021/Naufr%C3%A1gios-propositais-e-a-preven%C3%A7%C3%A3o-das-invas%C3%B5es-biol%C3%B3gicas-marinhas>.

KELLER, R.P., LODGE, D.M. & FINNOFF, D.C. 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(1):203-207.

KOWALSKI, E.L. & KOWALSKI, S.C. 2008. Revisão sobre métodos de controle de mexilhão dourado em tubulações. Associação Brasileira de Engenharia de Produção - ABEPRO, Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. 8(2). 17p.

LAGES, B.G., FLEURY, B.G., FERREIRA, C.E.L. & PEREIRA, R.C. 2006. Chemical defense of an exotic coral as invasion strategy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 328(1):127-135.

LATINI, A.O., MORMUL, R.P., GIACOMINI, H.C., Di DARIO, F., VITULE, J.R.S., REIS, R.E., TONELLA, L., POLAZ, C.N.M., LUCIFORA, L.O., LIMA, L.B., TEIXEIRA-de-MELLO, F., LIMA-JÚNIOR, D.P., MAGALHÃES, A.L.B., CHARVET, P., JIMENEZ-SEGURA, L.F., AZEVEDO-SANTOS, V.M., CARVALHO, F.R., D'ANATRO, A., MALABARBA, L.R., MANDELBURGER, D., ORSI, M.L., GONZÁLEZ-BERGONZONI, I., CUNICO, A.M., PETRERE-JÚNIOR, M., SCARABOTTI, P. & VIDAL, N. 2021. Brazil's new fish farming Decree threatens freshwater conservation in South America. *Biological Conservation* 263:e109353.

LATINI, A.O., RESENDE, D.C., POMBO, V.B. & CORADIN, L. (orgs.). 2016. Espécies exóticas invasoras de águas continentais do Brasil. Biblioteca do Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

LAZZARO, L.G., BARROS, A.B.S.C., ESTEVES, R., SOUZA, S.C.P.M. & IVANAUSKAS, N.M. 2019. Técnicas para controle químico de palmeiras invasoras em Unidade de Conservação na região metropolitana de São Paulo. *Biomas* 32(2):55-70.

LAZZAROTTO, H. & CARAMASCHI, E.P. 2009. Introduction of rainbow trout in Brazil: History, law, and current trends. *Oecologia Brasiliensis* 13(4):649-659.

LEPSCH, J.H. & TEIXEIRA, M.A. 2020. Assessment on ballast water treatment options for brazilian ports. In VI Workshop on Biosystems Engineering (D. Cecchin, M.A. Teixeira, C. M. Hüther, G.K. Donagema, R.M. Pimentel, F.F. Dias, C.R. Pereira & T.B. Machado, orgs.). Universidade Federal Fluminense, Niterói, p.178-183.

LOCKWOOD J.L., WELBOURNE, D.J., ROMAGOSA, C.M., CASSEY, P., MANDRAK, N.E., STRECKER, A., LEUNG, B., STRINGHAM, O.C., UDELL, B., EPISCOPIO-STURGEON, D.J., TLUSTY, M.F., SINCLAIR, J., SPRINGBORN, M.R., PIENNAR, E.F., RHYNE, A.L. & KELLER, R. 2019. When pets become pests: the role of the exotic pet trade in producing invasive vertebrate animals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17(6):323-330.

LOCKWOOD, J.L., HOOPES, M.F. & MARCHETTI, M.P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford.

LOPES, R.M., CORADIN, L., POMBO, V.B. & CUNHA, D.R. (eds.). 2009. Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

LORENZO, P. & GONZÁLEZ, L. 2010. Alelopatía: una característica ecofisiológica que favorece la capacidad invasora de las especies vegetales. *Ecosistemas* 19(1):79-91.

- LUIZ O.J., SANTOS W.C.R., MARCENIUK A.P., ROCHA L.A., FLOETER S.R., BUCK C.E., KLAUTAU A.G.C.M. & FERREIRA, C.E.L. 2021. Multiple lionfish (*Pterois* spp.) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biological Invasion* 23:3013-3019.
- LUZ B.L.P., CAPEL K.C.C., ZILBERBERG C., FLORES A.A.V., MIGOTTO, A.E. & KITAHARA, M.V. 2018. A polyp from nothing: the extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Anthozoa, Scleractinia). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 503:60-65.
- LUZ, B.L.P., Di DOMENICO, M., MIGOTTO, A.E. & KITAHARA, M.V. 2020. Life-history traits of *Tubastraea coccinea*: Reproduction, development, and larval competence. *Ecology and Evolution* 10(13):6223-6238.
- MACHADO, A.A., BERTONCINI, A.A., SANTOS, L.N., CREED, J.C. & MASI, B.P. 2021. Participatory monitoring of marine biological invaders: a novel program to include citizen scientists. *Journal of Coastal Conservation* 25:1-8.
- MACHADO, M.X., CASTELLANI, T.T. & DECHOUM M.S. 2020. Integrating management techniques to restore sub-tropical forests invaded by *Hedydium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) in a biodiversity hotspot. *Restoration Ecology* 28(5):1273-1282. <https://doi.org/10.1111/rec.13213>
- MACIEL, L.A. 2011. Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedydium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, PETAR, SP. Tese de doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- MALASPINA, I.C., CRUZ, C., GARLICH, N., BIANCO, S. & PITELLI, R.A. 2017. Effectiveness of diquat, both isolated and associated with copper sources in controlling the *Hydrilla verticillata* submerged macrophytes and *Ankistrodesmos gracilis* microphyte. *Planta Daninha* 35:e017160653.
- MANSUR, M.C.D.; L.M.Z. RICHINITTI & C.P. DOS SANTOS. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, Porto Alegre, 7 (2): 147-149.
- MANTELATTO, M.C., CREED, J.C., MOURÃO, G.G., MIGOTTO, A.E. & LINDNER, A. 2011. Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. *Coral Reefs* 30:397.
- MANTELATTO, M.C., PIRES, L.M., OLIVEIRA, G.J.G., CREED, J.C. 2015. A test of the efficacy of wrapping to manage the invasive corals *Tubastraea tagusensis* and *T. coccinea*. *Management of Biological Invasions* 6(4):367-374.
- MANTELATTO, M.C., SILVA, A.G., LOUZADA, T.S., MCFADDEN, C.S. & CREED J.C. 2018. Invasion of aquarium origin soft corals on a tropical rocky reef in the southwest Atlantic, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 130:84-94.
- MANTELATTO, M.C., VIDON, L.F., SILVEIRA, R.B., MENEGOLA, C., ROCHA, R.M. & CREED, J.C. 2016. Host species of the non-indigenous brittle star *Ophiothela mirabilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): an invasive generalist in Brazil? *Marine Biodiversity Records* 9:8.
- MANTOANI, M.C., DIAS, J. & TOREZAN, J.M.D. 2016. Roçagem e aplicação de herbicida para controle de *Megathyrsus maximus*: danos sobre a vegetação preexistente em um reflorestamento de 20 anos. *Ciência Florestal* 26(3):839-851.
- MARTINS, C.R., LEITE, L.L. & HARIDASAN M. 2004. Molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.): an exotic species compromising the recuperation of degraded areas in conservation units. *Revista Árvore* 28:739-747. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622004000500014>
- MCGEOCH, M.A., GENOVESI, P., BELLINGHAM, P.J., COSTELLO, M.J., MCGRANNACHAN, C. & SHEPPARD, A. 2016. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological Invasions* 18:299-314.
- MEDAUAR, C.C., GALVÃO, I.M., CARVALHO, L.C.C. & SILVA, S.A. 2018. Alternativa para controle de plantas daninhas por meio de capina elétrica em sistemas silviculturais. *Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade* 5(1):33-38.
- MEIRELES, M.C.P., PIMENTEL, D.S. & CREED, J. 2015. A educação ambiental no controle da bioinvasão marinha por coral-sol (*Tubastraea* spp., Anthozoa, Dendrophylliidae) em Angra dos Reis (Rio de Janeiro, Brasil). *Ambientalmente Sustentável* 20:323-343.
- MESACASA, L., MACAGNAN, L.B., FIASCHI, P., DECHOUM, M.S. 2022. Effects of time since invasion and control actions on a coastal ecosystem invaded by non-native pine trees. *Ecological Solutions and Evidence* 3(1): e12138. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12138>
- MIASHIKE, R.L. 2015. Invasão por *Pinus* spp. em fisionomias campestres do Cerrado, no estado de São Paulo. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MICCOLIS, A., PENEIREIRO, F.M., MARQUES, H.R., VIEIRA, D.L.M., ARCO-VERDE, M.F., HOFFMANN, M.R., REHDER, T. & PEREIRA, A.V.B. 2016. Restauração ecológica com sistemas agroflorestais. Como conciliar conservação com produção: opções para cerrado e caatinga. Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal, Brasília.
- MIRALLES, L., DOPICO, E., DEVLO-DELVA, F., & GARCIA-VAZQUEZ, E. 2016. Controlling populations of invasive pygmy mussel (*Xenostrobus securis*) through citizen science and environmental DNA. *Marine Pollution Bulletin* 110(1):127-132.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

- PIE, M.R., BOEGER, W.A., PATELLA, L. & FALLEIROS R.M. 2006. A fast and accurate molecular method for the detection of larvae of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Mollusca: Mytilidae) in plankton samples. *Journal of Molluscan Studies*, 72(2):218-219.
- PIE, M.R., STRÖHER, P.R., AGOSTINIS, A.O., BELMONTE-LOPES, R., TADRA-SFEIR, M.Z. & OSTRENSKY, A. 2017. Development of a real-time PCR assay for the detection of the Golden mussel (*Limnoperna fortunei*, Mytilidae) in environmental samples. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 89 (2): 1041-1045.
- PIOVEZAN, U., URBANETZ, C., SOUZA, A. P., FEIDEN, A. 2018. Estudos para o controle do caramujo africano (*Achatina fulica*, Bowdich 1822) na APA Baía Negra, Ladário, MS. *Cadernos de Agroecologia* – ISSN 2236-7934 – Anais do VI CLAA, X CBA e V SEMDF – Vol. 13, N° 1, jul. 2018.
- PITCAIRN, M.J. 2011. Biological control of plants. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (D. Simberloff & M. Rejmánek, eds.). University of California Press, Berkeley, p.63-70.
- POMPEU M. 2017. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PREVEDELLO, J.A., ALMEIDA-GOMES, M. & LINDENMAYER, D.B. 2018. The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55(1):205-214.
- REASER, J.K., BURGIEL, S.W., KIRKEY, J., BRANTLEY, K.A., VEATCH, S.D. & BURGOS-RODRÍGUEZ, J. 2020. The Early detection of and rapid response (EDRR) to invasive species: a conceptual framework and federal capacities assessment. *Biological Invasions*, 22:1-19.
- RESNIK, B. 2019. Two unresolved issues in community engagement for field trials of genetically modified mosquitoes. *Pathogens and Global Health* 113:238-245.
- RIBEIRO, K.T. (org.) 2018. Estratégia do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora: estrutura, articulações, perspectivas. Brasília.
- ROSA, C. et al. 2021. The Program for Biodiversity Research in Brazil: The role of regional networks for biodiversity knowledge, dissemination, and conservation. *An Acad Bras Cienc* 93(2): e20201604 DOI 10.1590/0001-376520210201604
- RUSSEL, J.C., ABRAHÃO, C.R., SILVA, J.C.R. & DIAS, R.A. 2018. Management of cats and rodents on inhabited islands: An overview and case study of Fernando de Noronha, Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(4):193-200.
- SAMPAIO, A.B., VIEIRA, D.L.M., HOLL, K.D., PELLIZZARO, K.F., ALVES, M., COUTINHO, A.G., CORDEIRO, A., RIBEIRO, J.F. & SCHMIDT, I.B. 2019. Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. *Ecological Engineering* 138:148-154.
- SAMPAIO, C.L.S., MIRANDA, R.J., MAIA-NOGUEIRA, R. & NUNES, J.A.C.C. 2012. New occurrences of the nonindigenous orange cup corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) in Southwestern Atlantic. *Check List* 8(3):528-530.
- SAMPAIO, A.B. & SCHMIDT, I.B. 2013. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(2):32-49, 2013.
- SANGER, A.C. & KOEHN, J.D. 1996. Use of chemicals for carp control. In *Controlling carp: exploring the options for Australia* (J. Roberts & R. Tilzey, eds.). CSIRO Land and Water, Albury, p.37-57.
- SANTOS, L.N., AGOSTINHO, A.A., SANTOS, A.F.G.N., & GARCÍA-BERTHO, E. 2019. Reconciliation ecology in neotropical reservoirs: can fishing help to mitigate the impacts of invasive fishes on native populations? *Hydrobiologia* 826:183-193.
- SAVIO, L.A.C., DIAS, G.M., KELEN, K.L., GODOI, S.N., FIGUEIROA, A.C., NETO, G.F.O., CORREA, E.O., FRANCINI, C.L.B., SHINTATE, G. & KITAHARA, M. 2021. Sun coral management effectiveness in a wildlife refuge from south-eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31:2830-2841.
- SCHREIBER, E.S.G., BEARLIN, A.R., NICOL, S.J. & TODD, C.R. 2004. Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. *Ecological Management & Restoration* 5(3):177-182.
- SCHUSTER, M. J., WRAGG, P. D. & REICH, P.B. 2018. Using revegetation to suppress invasive plants in grasslands and forests. *Journal of Applied Ecology* 55(5):2362-2373.
- SEMA/RS, 2013. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul, Portaria nº 79 de 31 de outubro de 2013. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul.
- SIGEEI - Sistema de Gerenciamento de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação. 2022. <http://sigeei.ufra.br/projetosigeei/web/site/about> (acessado em 15/set/2022).
- SILVA, N.G. & ALVES, R.J.V. 2011. The eradication of feral goats and its impact on plant biodiversity – a milestone in the history of Trindade Island, Brazil. *Rodriguesia* 62(3): 717-719. 2011 <http://rodriguesia.jbrj.gov.br>

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

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

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

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

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

	Família/Origem/ Nome popular	Ha.	Forma vida/ crescimento	Forma reprodução/ dispersão	Impactos ecológicos	Impactos econômicos/ saúde	Tipo de controle	Referências
<i>Capra hircus</i>	Bovidae Ásia Cabra	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexua- da; dispersão por locomoção terrestre e colonização de área contíguas, dispersão por ação antrópica para uso econômico,	destruição da vegeta- ção por super pasto- reio e pisoteio, com- petição com espécies nativas por espaço e alimento		Mecânico: abate com uso de projétil balís- tico	Silva e Alves, 2011; Instituto Horus (2021)
<i>Chromonephthea bra- ziliensis</i>	Nephtidae (Cnidaria, Alcyo- nacea) Oceano Indo-Pa- cífico coral-mole	M	bentôni- co, fixos a substrato inconsolidado próximo a costões ro- chosos	reprodução sexuada e assexuada com desenvolvimento de larva planctônica, propagação vegeta- tiva por brotamento e/ou fragmentação; dispersão por cor- rentes marinhas	ação alelopática sob- re corais nativos; alteração da comu- nidade bentônica e perda da biodiversi- dade	desconhecido	Mecânico: raspagem com escova de aço e sucção concomitantemente	Fleury et al. (2005), Lages et al. (2006); Lopes et al. (2009); Teixeira & Creed (2020)
<i>Cichla kelberi</i>	Cichlidae Bacia Amazônica tucunaré-amarelo	AC	piscívoro vo- raz com pre- ferência por ambientes lênticos, mas ocorrendo também em lóticos	período reprodutivo longo com picos no período chuvoso; dispersão principal- mente após intro- dução para pesca esportiva	perda da diversidade e da abundância de espécies nativas, im- pacto por predação.	redução de estoques de espécies na- tivas	Mecânico: estímulo da pesca	Santos et al. (2019); Agostinho et al. (2021)
<i>Clavularia cf. viridis</i>	Clavulariidae (Cni- daria, Alcyonacea) Oceano Indo-Pa- cífico green-star-polyp	M	bentônico, fixo a sub- strato consoli- dado	reprodução sexuada e assexuada com formação de larva planctônica, propa- gação vegetativa; dispersão por cor- rentes marinhas	alteração da comu- nidade bentônica e perda da biodiversi- dade	desconhecido	Mecânico: remoção manual	Mantelatto et al. (2018); Instituto Horus (2021); Brasil (2022b)
<i>Coptodon rendalli</i> e <i>Oreochromis niloticus</i>	Cichlidae Ásia tilápia	AC	onívoros de rápido crescimento; preferência por ambien- tes lênticos, mas ocorrem em lóticos também	reprodução preco- ce; dispersão prin- cipalmente após escapes de alevinos e adultos da aqui- cultura	perda da diversidade e da abundância de espécies nativas, impacto por compe- tição.	redução de estoques de espécies na- tivas	Mecânico: despesca	Jati et al. (2020); Agostinho et al. (2021)
<i>Felis catus</i>	Felidae Eurásia gato- doméstico	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexuada / dispersão por lo- comoção terrestre e colonização de área contíguas; disper- são por ação antró- pica como animais de estimação	predação de espécies nativas e endêmicas; particularmente im- portante em ambien- tes insulares	Toxoplasmose	Mecânico: captura por armadilhas; abate humanitário; esterilização cirúrgica	Dias et al 2017; ICM- Bio/MMA, 2018.
<i>Lepus europaeus</i>	Leporidae Eurásia lebrão; lebre-co- mum, lebre-eu- ropeia	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexuada / dispersão por lo- comoção terrestre e colonização de área contíguas	possível impacto sobre lagomorfos nativos;	danos à agri- cultura	Mecânico: abate com projétil balístico	Sampaio e Schmidt, (2013)
<i>Limnoperna fortunei</i>	Mytilidae (Mollusca, Bival- via) Ásia mexilhão-dourado	AC	bentônico, fixos ao sub- strato consoli- dado por fios de biscois	reprodução sexuada com desenvolvi- mento de larva planctônica; disper- são por correntes, água de lastro e bioincrustação	competição direta com espécies de plantas e moluscos nativos; perda de diversidade; altera- ção na estrutura das comunidades	aumento da corrosão e obstrução em sistemas de circulação de água, causan- do danos a usi- nas hidrelétricas, motores, embarcações, entre outros.	Mecânico: remoção por raspagem ou jate- amento de água, campo eletromagnético ou luz ultravioleta Químico: dicloroisocianurato de sódio, hidróxido de sódio, ozônio, biocidas e tintas antiincrustantes	Kowalski & Kowalski (2008); Netto (2011), Delrose et al. (2015); Latini et al. (2016); Instituto Hórus 2021
<i>Lissachatina fulica</i>	Achatinidae África caracol-gigante- africano	T	terrestre, associado a ambientes úmidos ricos em matéria orgânica	hermafrodita, re- produção a partir do primeiro ano;	impactos sobre a di- versidade de plantas e moluscos nativos	perda de horta- liças e ou- tras espécies usadas para subsistên- cia, vetor de doenças para humanos	Mecânico: atração para armadilhas com diferentes substâncias e posterior abate, isolamento de plantas com barreiras, elimi- nação de abrigos (p. ex., entulhos)	Colley (2009); Zenni & Ziller (2009); Almeida (2013); Piovezan et al. (2018)

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

	Família/Origem/ Nome popular	Ha.	Forma vida/ crescimento	Forma reprodução/ dispersão	Impactos ecológicos	Impactos econômicos/ saúde	Tipo de controle	Referências
<i>Sus scrofa</i>	Suidae Europa, Ásia e norte da África javali; java porco	T	terrestre, vertebrado de locomoção quadrupedal	reprodução sexuada / dispersão por lo- comoção terrestre e colonização de área contiguas; disper- são por ação antró- pica intencional	afeta a qualidade do solo e a viabilidade de nascentes d'água; Altera a vegetação nativa; dispersa es- pécies exóticas de plantas; desregula processos ecológicos como sucessão vege- tal e composição de espécies; Predação de espécies nativas e endêmicas.	prejuízos à agricultura de pequena e grande escala; Reservatório e transmissão de muitas doenças [Lep- tospirose, Febre Aftosa e Raiva].	Mecânico: abate com projétil balístico (mais amplamente empregado); abate com auxílio de cães treinados e com lâmina cortante, balestra ou arco e flecha.	Brasil, 2022b
<i>Tubastraea coccinea</i> e <i>T. tagusensis</i>	Dendrophylliidae [Cnidaria, Sclerac- tinia] Oceano Indo-Pa- cífico coral-sol	M	bentônico incrustante	reprodução sexuada e assexuada com desenvolvimento de larva planctônica, ocorrência de picos reprodutivos, pro- pagação vegetativa; dispersão por cor- rentes marinhas e bioincrustação	competição e intera- ção alelopática com espécies de corais nativos; alteração da comunidade ben- tônica e perda de biodiversidade; mo- dificação nas funções do ecossistema.	serviços ecos- sistêmicos (pesca e turis- mo)	Mecânico: remoção manual com marreta e talhadeira; envelopamento (<i>wrapping</i>) Químico: imersão em ácido acético, hipoclo- rito de sódio, baixa salinidade e água doce	Creed et al. (2021, 2018, 2017a,b); Savio et al. (2021); Luz et al. (2020); Capel et al. (2017); Altvater et al. (2017); De Paula et al. (2014, 2017); Oigman-Pszczol et al. (2017); Mantelatto et al. (2015); Moreira et al. (2014)