

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

Como citar: Zenni, R. D., Brito, M. F. G., Creed, J. C., Antar, G. M., Fabricante, J. R., Silva-Forsberg, M. C., Futada, S. M., Macêdo, R. L., Pelicice, F. M., Petry, A. C., Santos, G. S., Santos, S. A., Vieira, L. M., Zequi, J. A. C. Capítulo 2: Status e tendências sobre espécies exóticas invasoras no Brasil. *In*: Dechoum, M.S., Junqueira, A. O. R., Orsi, M.L. (Org.). Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. 1ª Ed. São Carlos: Editora Cubo, 2024. P. 49-91. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap2>

COORDENADORES DO CAPÍTULO

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

¹Universidade Federal de Lavras

²Universidade Federal de Sergipe

³Universidade do Estado do Rio de Janeiro

AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

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

⁴Universidade Federal do Espírito Santo

⁵Universidade Federal de Sergipe

⁶Universidade do Estado do Amazonas

⁷University of Florida/Instituto Socioambiental

⁸Universidade Federal de São Carlos

⁹Universidade Federal do Tocantins

¹⁰Universidade Federal do Rio de Janeiro

¹¹Instituto Nacional da Mata Atlântica

¹²Embrapa

¹³Universidade Federal de Pernambuco

¹⁴Universidade Estadual de Londrina

AUTORES CONTRIBUINTES DO CAPÍTULO

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

¹⁵Universidade Federal de Santa Catarina

¹⁶Universidade Federal de Lavras

¹⁷Fundação Universidade Federal do Tocantins

¹⁸Universidade Federal de Minas Gerais

REVISORES EXTERNOS

Ana Nunes¹⁹, Paulo de Marco Junior²⁰,
Guilherme Ortigara Longo²¹

¹⁹Internacional Union for Conservation of Nature

²⁰Universidade Federal de Goiás

²¹Universidade Federal do Rio Grande do Norte

SUMÁRIO EXECUTIVO

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

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

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

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

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

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

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

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

2.1 Introdução

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

2.2 Status de Espécies Exóticas Invasoras por grupos biológicos

2.2.1 Macroalgas e plantas

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

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

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

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

2.2.2 Animais

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

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

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

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

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

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

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

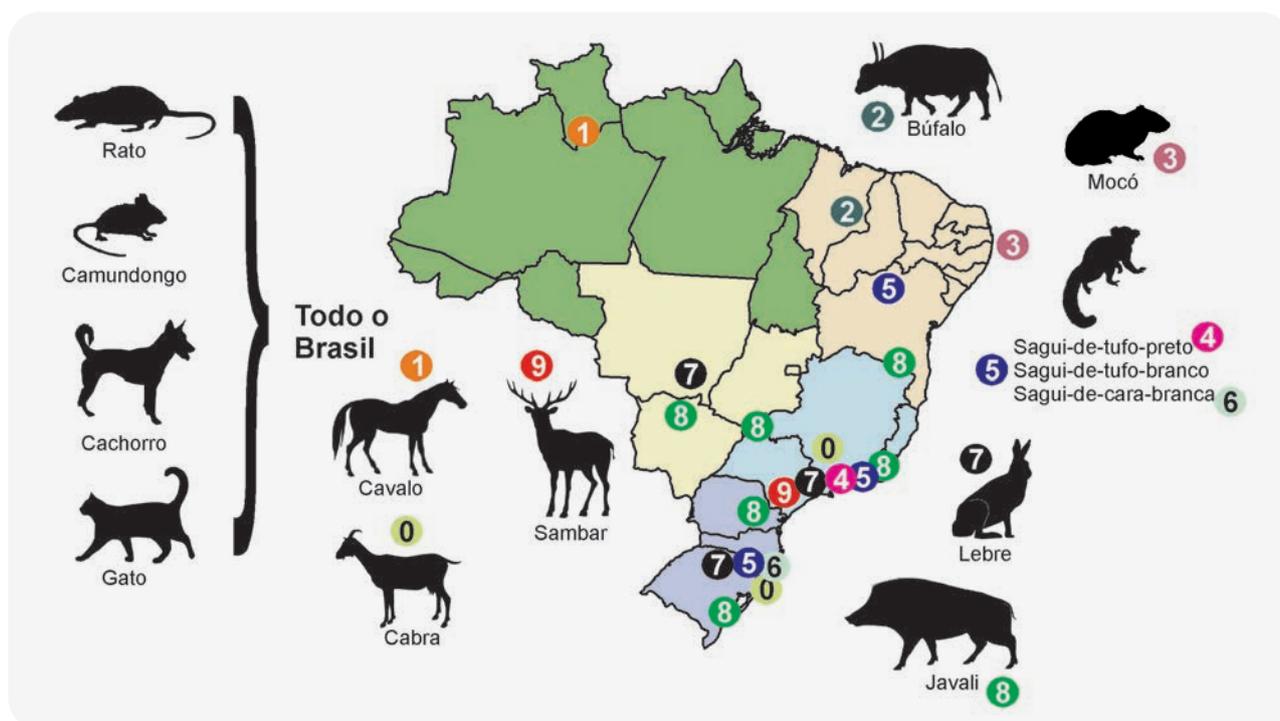


Figura 2.1 - Nome e distribuição de mamíferos exóticos invasores conhecidos para o Brasil, modificado de da Rosa et al. (2017).

2.2.3 Fungos microscópicos e microrganismos

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

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

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

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

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

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

2.3 Status de Espécies Exóticas Invasoras por ecossistema

2.3.1 Águas continentais

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

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

2.3.1.2 Lântico (p.ex. lagos e lagoas)

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

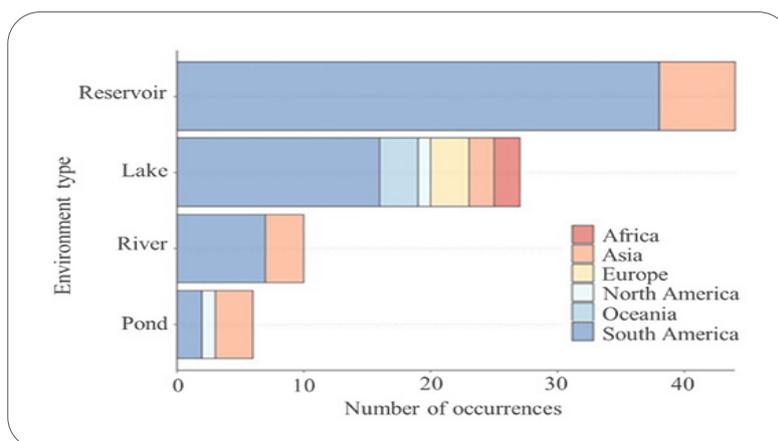


Figura 2.2 - Relação do número de ocorrências do dinoflagelado *Ceratium furcoides* em função do tipo de ambiente em distribuição global.

2.3.2 Marinho

2.3.2.1 Zona Nerítica/Costeira Pelágica

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

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

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

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

2.3.2.2 Zona Nerítica/Costeira Bentônica

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

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

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

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

2.3.2.3 Zonas Oceânicas Pelágica e Bentônica

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

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

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

2.3.3 Terrestre

2.3.3.1 Florestas

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

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

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

2.3.3.2 Cerrado

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

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

2.3.3.3 Pantanal

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

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

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

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

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

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

2.3.3.4 Campos (p.ex. estepe e pampas)

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

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

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

2.3.3.5 Caatinga

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

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

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

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

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

2.3.3.6 Restinga

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

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

2.3.4 Ecossistemas antrópicos

2.3.4.1 Urbano e periurbano

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

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

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

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

2.3.4.2 Terras cultivadas

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

2.3.4.3 Represas e reservatórios

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

TENDÊNCIAS DE INVASÃO PROVOCADA POR UMA BARRAGEM

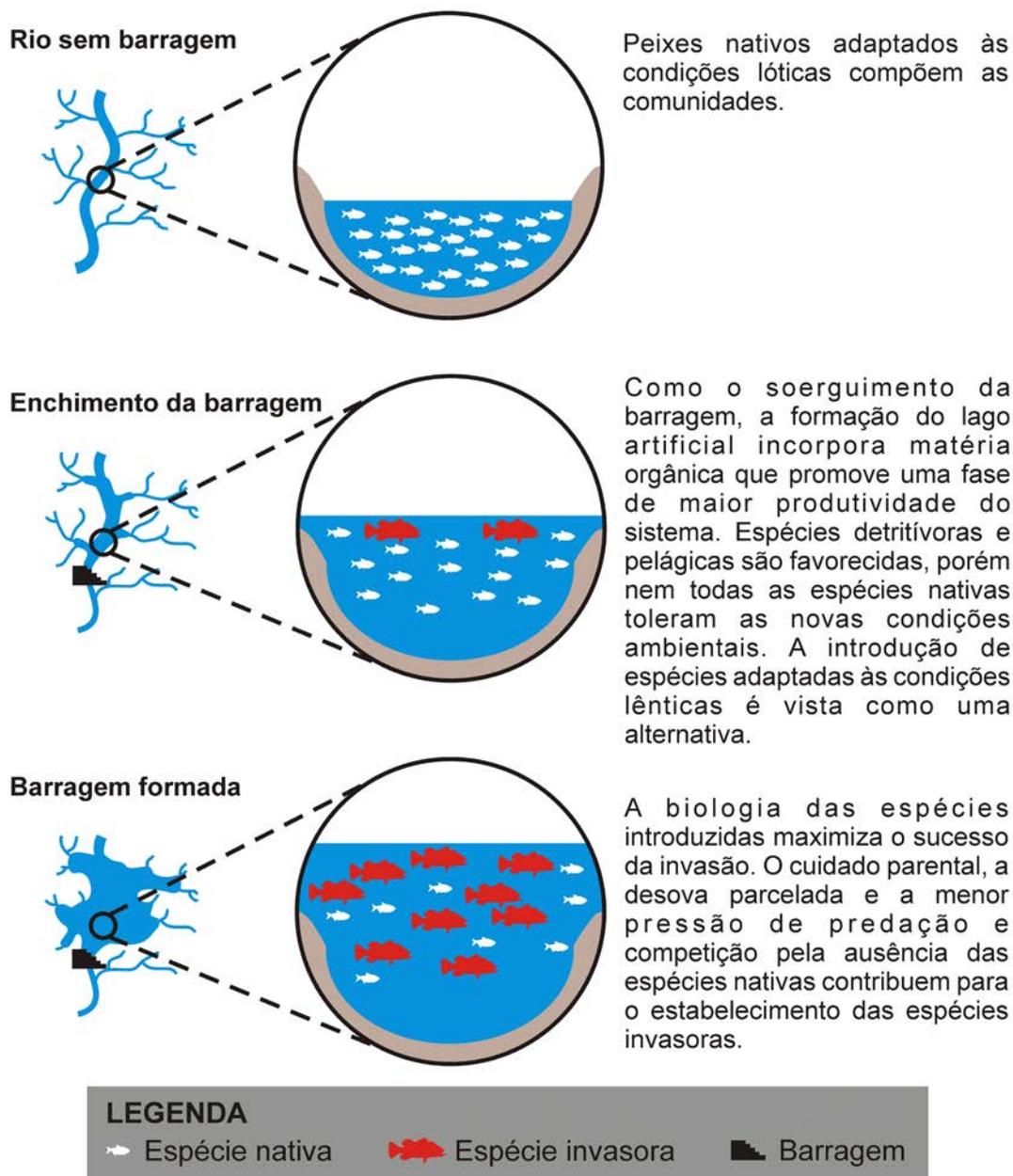


Figura 2.3 - Descrição da relação entre alterações ambientais provocadas pela instalação de barragens em rios e invasão biológica por peixes introduzidos.

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

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

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

2.3.4.4 Aquicultura

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

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

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

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

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

(Autora contribuinte: Michele de Sá Dechoum)

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

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

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

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

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

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

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

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

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

2.5 Insuficiência de dados e conhecimento

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

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

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

2.6 Tendências

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

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

Espécies invasoras por estado

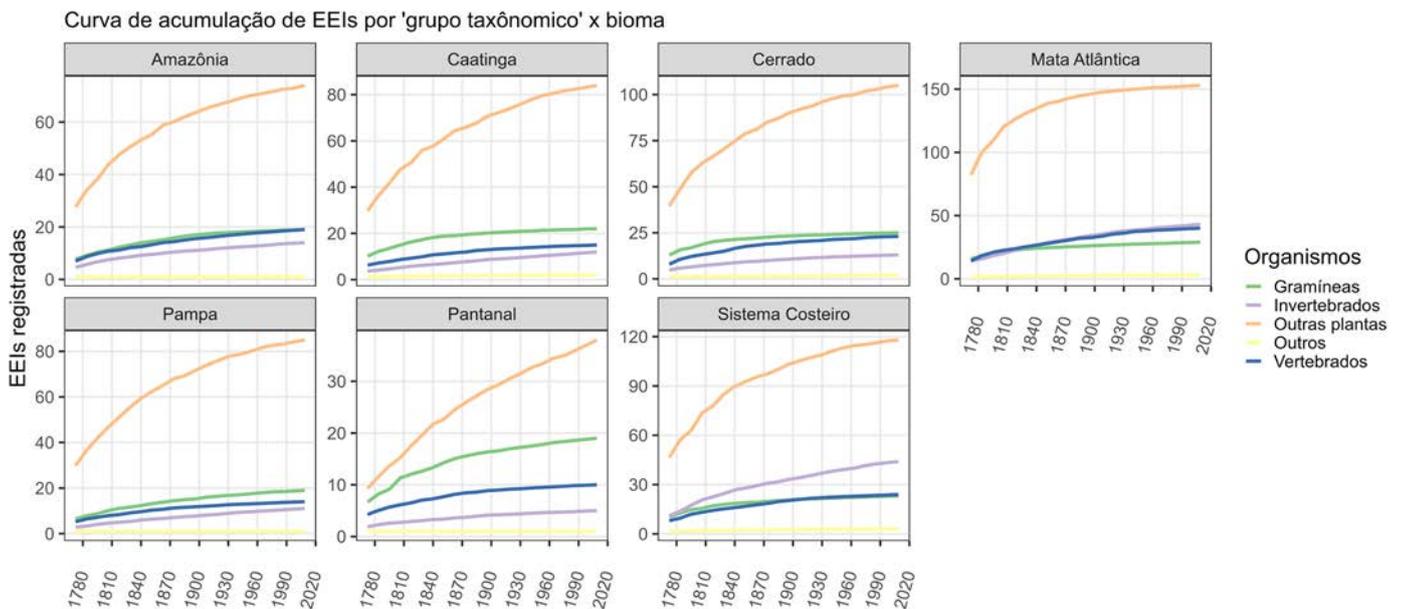
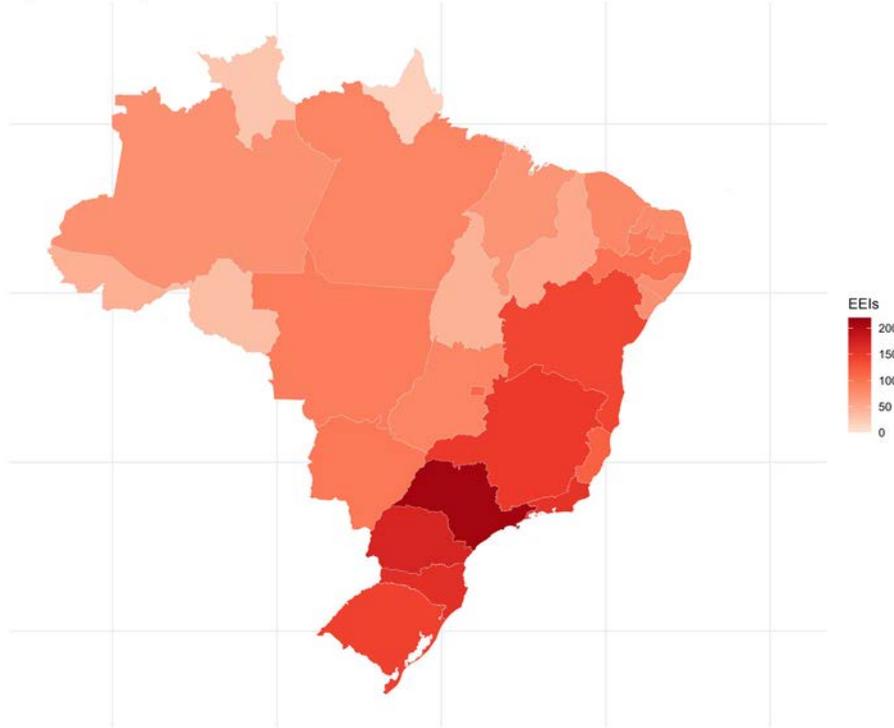


Figura 2.4 - Número de espécies exóticas invasoras por estado (A) e curva de acumulação de espécies exóticas invasoras para os diversos grupos taxonômicos nos biomas brasileiros (B).

2.6.1 Por grupos biológicos

2.6.1.1 Macroalgas e plantas

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

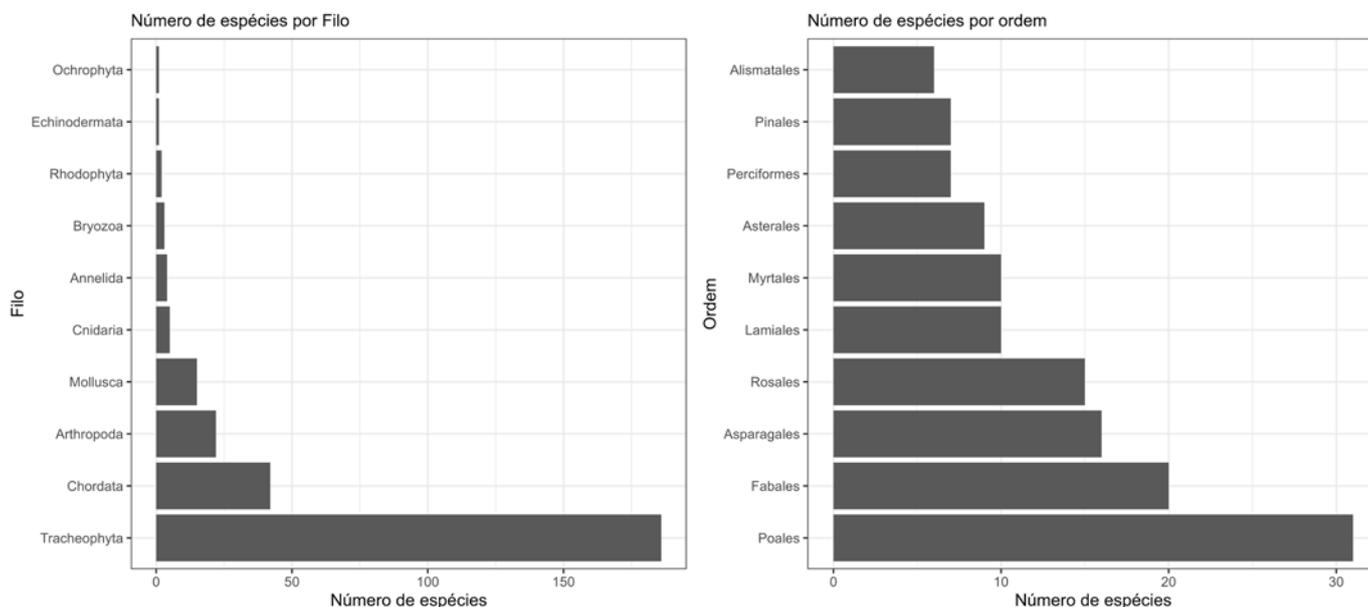


Figura 2.5 - Número de espécies exóticas invasoras por filo (animais) (A) e ordem (plantas) (B) introduzidas no Brasil conforme base de dados do GBIF.

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

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

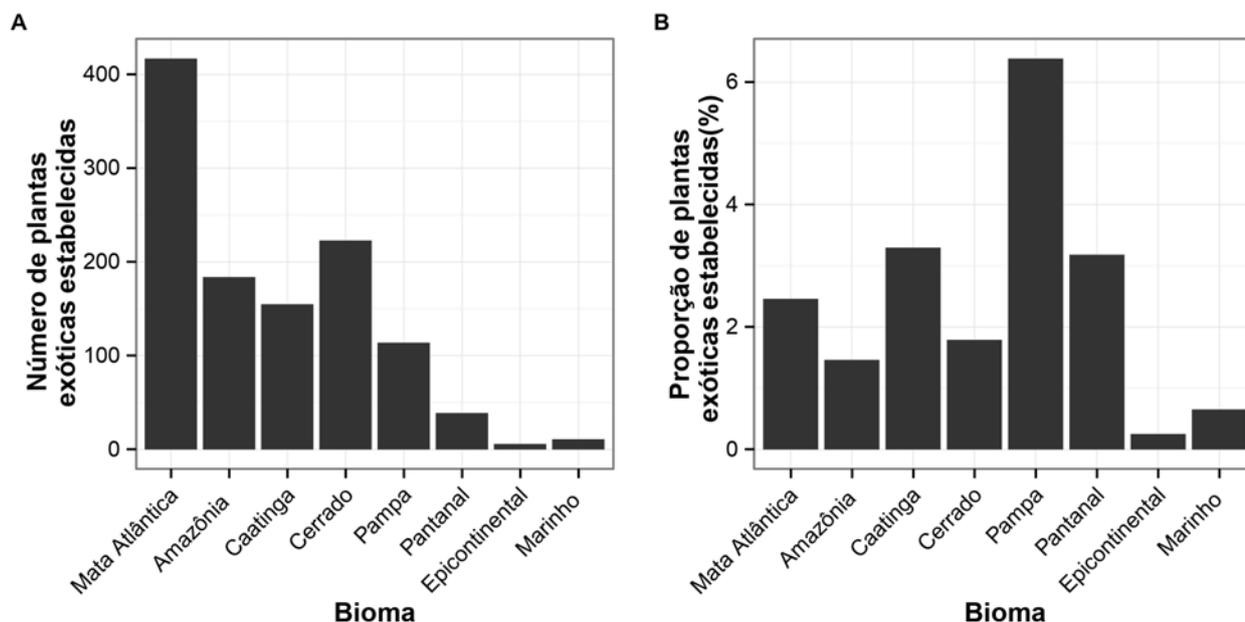


Figura 2.6 - Número de espécies de plantas exóticas estabelecidas (A) e proporção de espécies de plantas exóticas estabelecidas presentes em seis biomas terrestres (B). Extraído e adaptado de Zenni (2015).

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

2.6.1.2 Animais

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

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

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

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

2.6.1.3 Fungos e microrganismos

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

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

2.6.2 Por ecossistemas

2.6.2.1 Águas continentais

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

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

2.6.2.2 Marinho

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

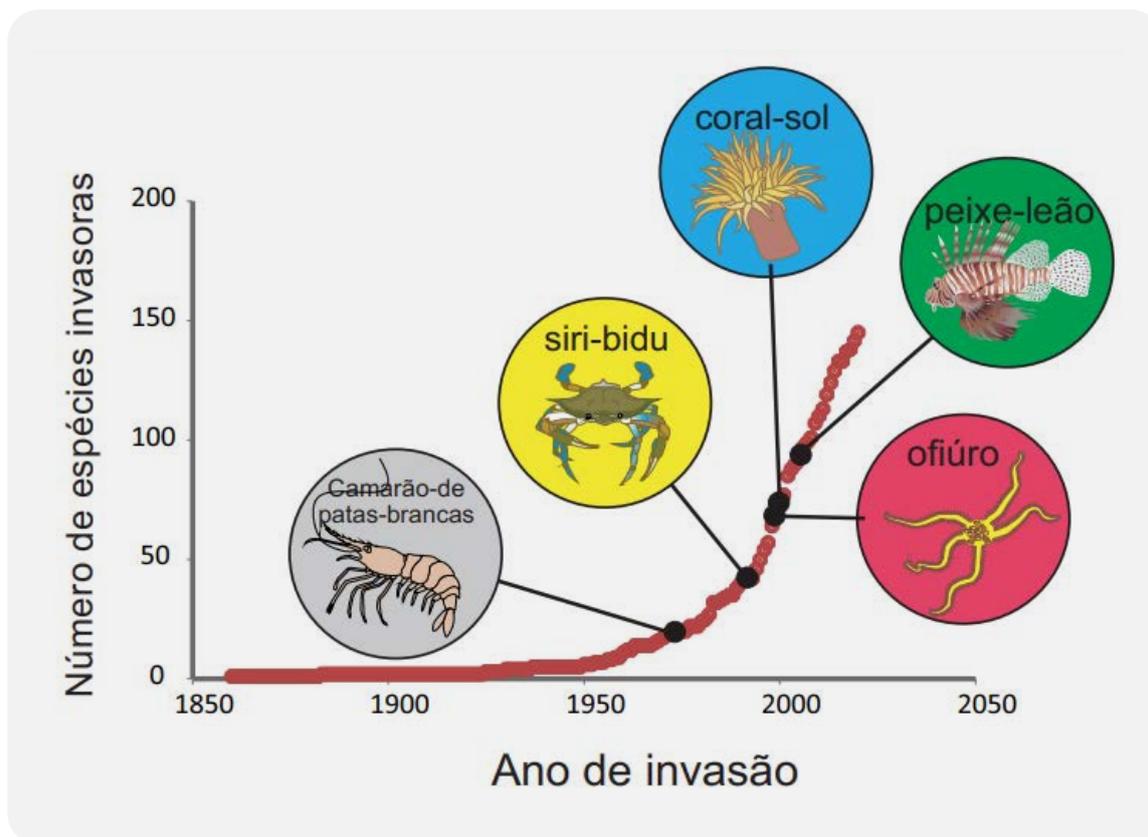


Figura 2.7 - Evolução nos registros de espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil.

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

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

2.6.2.3 Terrestre

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

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

2.6.2.4 Ecossistemas antrópicos

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

REFERÊNCIAS

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

- ATTAYDE, J.L., BRASIL, J. & MENESCAL, R.A. 2011. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 18(6):437–443.
- AZEVEDO-SANTOS, V.M., RIGOLIN-SÁ, O. & PELICICE, F.M. 2011. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9(4):915–919.
- BAGATINI, Y.M., BENEDITO-CECILIO, E. & HIGUTI, J. 2007. Caloric variability of *Corbicula fluminea* (Mollusca, Bivalvia) in Rosana Reservoir, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50(1):85–90.
- BALLARINI, Y., CHAVES, F.G., VECCHI, M.B. & ALVES, M.A.S. 2021. High rates of predation of the nests of two endemic antbirds of the Brazilian Atlantic Forest by invasive marmosets (*Callithrix* spp.). *Annales Zoologici Fennici* 58(1–3):31–40.
- BARBOSA, J.M., SOARES, E.C., CINTRA, I.H.A., HERMANN, M., & ARAÚJO, A.R.R. 2017. Perfil da ictiofauna da bacia do rio São Francisco. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources* 5(1):70–90.
- BARBOSA, N.P.U., SILVA, F.A., DE OLIVEIRA, M.D., NETO, M.A.S., CARVALHO, M.D. & CARDOSO, A.V. 2016. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae): first record in the São Francisco River basin, Brazil. *Check List*, 12(1): 1–6.
- BATISTA, D.D.C., BRAGA, M.B., ANJOS, J.B.D. & BARBOSA, M.A.G. 2020. Influence of climate factors on *Phakopsora euvitis* Y. Ono airborne dispersal in grapevine crop. *Summa Phytopathologica* 46:221–227.
- BERGALLO, H.G., FILHO, T.B.S. & ZILLER, S.R. 2021. Primeira lista de referência de espécies exóticas invasoras no estado do Rio de Janeiro – Brasil: implicações para pesquisas, políticas e manejo. *Bioinvasiones* 8(1):3–18.
- BEZERRA, L.A.V., RIBEIRO, V.M., FREITAS, M.O., KAUFMAN, L., PADIAL, A.A. & VITULE, J.R.S. 2019. Benthification, biotic homogenization behind the trophic downgrading in altered ecosystems. *Ecosphere* 10(6):e02757.
- BIAGIONI, R.C., RIBEIRO, A.R. & SMITH, W.S. 2013. Checklist of non-native fish species of Sorocaba River Basin, in the State of São Paulo, Brazil. *Check List* 9(2):235–239.
- BIANCHIN, I. & ALVES, R.G.O. 2002. Mosca-dos-chifres, *Haematobia irritans*: comportamento e danos em vacas e bezerros Nelore antes da desmama. *Pesquisa Veterinária Brasileira* 22:109–113.
- BITTENCOURT, L.S., SILVA, U.R.L., SILVA, L.M.A. & DIAS, M.T. 2014. Impact of the invasion from Nile Tilapia on natives Cichlidae species in tributary of Amazonas River, Brazil. *Biota Amazônia* 4(3):88–94.
- BRAGA, E.P., ZENNI, R.D. & HAY, J.D. 2014. A new invasive species in South America: *Pinus oocarpa* Schiede ex Schlttdl. *BioInvasions Records* 3(3):207–211.
- BRITO, M.F.G., DAGA, V.S. & VITULE, J.R.S. 2020. Fisheries and biotic homogenization of freshwater fish in the Brazilian semiarid region. *Hydrobiologia* 847(18):3877–3895.
- BRITTON, J.R. & ORSI, M.L. 2012. Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 22(3):555–565.
- BUENO, M.L., MAGALHÃES, A.L.B., ANDRADE NETO, F.R., ALVES, C.B.M., ROSA, D.M., JUNQUEIRA, N.T., PESSALI, T.C., POMPEU, P.S. & ZENNI, R.D. 2021. Alien fish fauna of southeastern Brazil: species status, introduction pathways, distribution and impacts. *Biological Invasions* 23(10):3021–3034.
- BUENO, M. L., HERINGER, G., CARVALHO, D. R., ROBINSON, T. B., POMPEU, P. S., & ZENNI, R. D. (2023). Ecosystem variables importance in the presence and abundance of a globally invasive fish. *Science of The Total Environment*, 876, 162795.
- CADOTTE, M.W., YASUI, S.L.E., LIVINGSTONE, S. & MACIVOR, J.S. 2017. Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions* 19(12):3489–3503.
- CARLTON, J.T. 2011. The Global Dispersal of Marine and Estuarine Crustaceans. In *In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts* (B.S. Galil, P.F. Clark & J.T. Carlton, eds). Springer Netherlands, Dordrecht, p.3–23.
- CASATTI, L., LANGEANI, F., SILVA, A.M. & CASTRO, R.M.C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(2b):681–696.
- CAZETTA, A.L. & ZENNI, R.D. 2020. Pine invasion decreases density and changes native tree communities in woodland Cerrado. *Plant Ecology & Diversity* 13(1):85–91.
- CLOUT, M.N. 2002. Biodiversity loss caused by invasive alien vertebrates. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 48(1):51–58.
- CONABIO, COMISSÃO NACIONAL DA BIODIVERSIDADE. 2018. RESOLUÇÃO N° 7, DE 29 DE MAIO. <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/biodiversidade/especies-exoticas-invasoras/2020/2020-07-14-ibama-especies-exoticas.pdf> (acessado em 25/07/2022)

- CONCEPCION, G.T., KAHNG, S.E., CREPEAU, M.W., FRANKLIN, E.C., COLES, S.L. & TOONEN, R.J. 2010. Resolving natural ranges and marine invasions in a globally distributed octocoral (genus *Carijoa*). *Marine Ecology Progress Series* 401:113–127.
- CÓRDOVA JUNIOR, R.F.D.S. 2022. A introdução e distribuição do tucunaré-azul e do tambaqui no Pantanal corumbense. *Revista Acta Ambiental Catarinense* 19(1): 01–15.
- CORRÊA, R.F., MACÊDO, R.L., FONSECA, K.N., RIBEIRO, M.G., MIRANDA, V.B.S., ORSI, M.L., PORTUGAL, S.G.M. & BRANCO, C.W.C. 2022. First report of the invasive *Ceratium furcoides* (Dinoflagellate) in Paracambi Reservoir, Rio de Janeiro: Risks to the world's largest domestic water treatment plant. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*. 27:e12400
- COURCHAMP, F., CHAPUIS, J.L. & PASCAL, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78(3):347–383.
- COWAN, D.A., CHOWN, S.L., CONVEY, P., TUFFIN, M., HUGHES, K., POINTING, S., & VINCENT, W.F. 2011. Non-indigenous microorganisms in the Antarctic: assessing the risks. *Trends in Microbiology* 19(11):540–548.
- CREED, J., JUNQUEIRA, A., FLEURY, B., MANTELATTO, M. & OIGMAN-PSZCZOL, S. 2017. The Sun-Coral Project: the first social-environmental initiative to manage the biological invasion of *Tubastraea* spp. in Brazil. *Management of Biological Invasions* 8(2):181–195.
- CUTHBERT, R.N., PATTISON, Z., TAYLOR, N.G., VERBRUGGE, L., DIAGNE, C., AHMED, D.A., LEROY, B., et al. 2021. Global Economic Costs of Aquatic Invasive Alien Species. *Science of The Total Environment* 775(25):145238.
- DAGA, V., DEBONA, T., ABILHOA, V., GUBIANI, E.A. & VITULE, J. 2016. Non-native fish invasions of a Neotropical ecoregion with high endemism: a review of the Iguçu River. *Aquatic Invasions* 11(2):209–223.
- DAGOSTA, F.C.P. & de PINNA, M. 2019. The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 2019(431):1–163.
- DAMIANI, S., GUIMARÃES, S.M.F., MONTALVÃO, M.T.L. & PASSOS, C.J.S. 2020. "All that's left is bare land and sky": palm oil culture and socioenvironmental impacts on a Tembê Indigenous territory in the Brazilian Amazon. *Ambiente & Sociedade* 23:1–16.
- D'AVILLA, T., COSTA-NETO, E.M. & BRITO, M.F.G. 2021. Impacts on fisheries assessed by local ecological knowledge in a reservoir cascade in the lower São Francisco River, northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 19(3):e200156.
- DECHOUM, M.S., SÜHS, R.B., MELO FUTADA, S. & ZILLER, S.R. 2021. Distribution of invasive alien species in Brazilian ecoregions and protected areas. In *Invasive Alien Species* (T. Pullaiah & M.R. Ielmini, eds). Wiley, p.24–42.
- DE FARIA, B.L., STAAL, A., SILVA, C.A., MARTIN, P.A., PANDAY, P.K. & DANTAS, V.L. (2021). Climate change and deforestation increase the vulnerability of Amazonian forests to post-fire grass invasion. *Global Ecology and Biogeography* 30:2368– 2381.
- DÖGE, J.D.S., OLIVEIRA, H.V. & TIDON, R. 2015. Rapid response to abiotic and biotic factors controls population growth of two invasive drosophilids (Diptera) in the Brazilian Savanna. *Biological Invasions* 17(8):2461–2474.
- DÓRIA, C.R.C., AGUDELO, E., AKAMA, A., BARROS, B., BONFIM, M., CARNEIRO, L., BRIGLIA-FERREIRA, S.R. et al. 2021. The silent threat of non-native fish in the Amazon: ANNF database and review. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9:646702.
- ENCARNAÇÃO, J.M., TEODÓSIO, A. & MORAIS, P. 2021. Citizen science and biological invasions: a review. *Frontiers in Environmental Science* 8:602980.
- ESPÍNOLA, L.A., MINTE-VERA, C.V. & JÚLIO, H.F. 2010. Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006. *Biological Invasions* 12(6):1873–1888.
- ESSL, F., LENZNER, B., BACHER, S., BAILEY, S., CAPINHA, C., DAHELER, C., DULLINGER, S. et al. 2020. Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global Change Biology* 26(9):4880–4893.
- FABRICANTE, J.R., CRUZ, A.B.S., REIS, F.M. & ALMEIDA, T.S. 2021. Invasão biológica em sítios de Restinga no Nordeste brasileiro. *Research, Society and Development* 10(6):e48410615942.
- FALCÃO, C. & SZÉCHY, M.T.M. 2005. Changes in shallow phytobenthic assemblages in southeastern Brazil, following the replacement of *Sargassum vulgare* (Phaeophyta) by *Caulerpa scalpelliformis* (Chlorophyta). *Botanica Marina* 48(3):208.
- FARRAPEIRA, C.M.R., MELO, A.V.O.M., BARBOSA, D.F. & SILVA, K.M.E. 2007. Ship hull fouling in the Port of Recife, Pernambuco. *Brazilian Journal of Oceanography* 55(3):207–221.
- FERNANDES, L.F.G., TEIXEIRA, M.C. & THOMAZ, S.M. 2013. Diversity and biomass of native macrophytes are negatively related to dominance of an invasive Poaceae in Brazilian sub-tropical streams. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25(2):202–209.

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

- GUIMARÃES, T.F.R., PETRY, A.C., HARTZ, S.M. & BECKER, F.G. 2021. Influence of past and current factors on the beta diversity of coastal lagoon fish communities in South America. *Journal of Biogeography* 48(3):639–649.
- GURGEL, J. & OLIVEIRA, A. 1987. Efeitos da introdução de peixes e crustáceos no semi-árido do nordeste brasileiro. *Coleção Mossoroense* 453:7–32.
- VAN HAM, C., GENOVESI, P. & SCALERA, R. 2013. Invasive alien species: the urban dimension: Case studies on strengthening local action in Europe. IUCN European Union Representative Office, **Brussels**.
- HERINGER, G., DEL BIANCO FARIA, L., VILLA, P.M., ARAÚJO, A.U., BOTAN, A.L.M. & ZENNI, R.D. 2022. Urbanization affects the richness of invasive alien trees but has limited influence on species composition. *Urban Ecosystems* 25:753–763
- HERMES-SILVA, S., RIBOLLI, J., ÁVILA-SIMAS, S., ZANIBONI-FILHO, E., CARDOSO, G.F.M. & NUÑER, A.P.O. 2021. *Limnoperna fortunei* - Updating the geographic distribution in the Brazilian watersheds and mapping the regional occurrence in the Upper Uruguay River basin. *Biota Neotropica* 21(3):e20201175.
- IBGE. 2011. Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- INSTITUTO HÓRUS. 2022. Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. <https://institutohorus.org.br/> (acessado em 05/10/2022)
- JOHNSON, B.A., MADER, A.D., DASGUPTA, R. & KUMAR, P. 2020. Citizen science and invasive alien species: an analysis of citizen science initiatives using information and communications technology (ICT) to collect invasive alien species observations. *Global Ecology and Conservation* 21:e00812.
- JÚLIO JÚNIOR, H.F., TÓS, C.D., AGOSTINHO, Â.A. & PAVANELLI, C.S. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* 7(4):709–718.
- JUNK, W.J., DA CUNHA, C.N., WANTZEN, K.M., PETERMANN, P., STRÜSSMANN, C., MARQUES, M.I. & ADIS, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences* 68(3):278–309.
- JUNK, W.J.J., PIEDADE, M.T.F.T.F., LOURIVAL, R., WITTMANN, F., KANDUS, P., LACERDA, L.D., BOZELLI, R.L., ESTEVES, F.A., NUNES DA CUNHA, C., MALTCHIK, L., SCHÖNGART, J., SCHAEFFER-NOVELLI, Y., AGOSTINHO, A.A., SCHÖNGART, J., SCHAEFFER-NOVELLI, Y. & AGOSTINHO, A.A. 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24(1):5–22.
- van KLEUNEN, M., DAWSON, W., ESSL, F., PERGL, J., WINTER, M., WEBER, E., KREFT, H. et al. 2015. Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature* 525(7567):100–103.
- LATINI, A.O. & PETRERE, M. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology* 11(2):71–79.
- LAZZAROTTO, H. & CARAMASCHI, É.P. 2009. Introdução da truta no Brasil e na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro: histórico, legislação e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis* 13(4):649–659.
- LIMA, L.B., OLIVEIRA, F.J.M., GIACOMINI, H.C. & LIMA-JUNIOR, D.P. 2018. Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non-native species invasions in Brazil. *Reviews in Aquaculture* 10(1):111–122.
- LIMA-JUNIOR, D.P., BELLAY, S., HOEINGHAUS, D.J., BINI, L.M., LIMA, L.B., YOTOKO, K. & AGOSTINHO, A.A. 2021. Host diversity, phylogenetic relationships and local environmental factors drive infection patterns of a non-native parasite in tropical floodplain fish assemblages. *Hydrobiologia* 848(5):1041–1057.
- LOPES, R.M., CORADIN, L., POMBO, V.B. & CUNHA, D.R. 2009. Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.
- LÓPEZ, M., LAVRADO, H. & COUTINHO, R. 2014. Structure of intertidal sessile communities before and after the invasion of *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) in southeastern Brazil. *Aquatic Invasions* 9(4):457–465.
- LOURES, R.C. & POMPEU, P.S. 2018. Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. *Marine and Freshwater Research* 69(12):1983–1994.
- LUIZ, O.J., SANTOS, W.C.R., MARCENIUK, A.P., ROCHA, L.A., FLOETER, S.R., BUCK, C.E., DE KLAUTAU, A.G.C.M. & FERREIRA, C.E.L. 2021. Multiple lionfish (*Pterois* spp.) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions* 23:3013–3019.
- MACÊDO, R.L., RUSSO, P., CORRÊA, R.F., ROCHA, O., SANTOS, L.N., & BRANCO, C.W. 2021. The drifting dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925: fundamental niche shift during global invasion. *Hydrobiologia* 848(9):2105–2117.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3), 689–710.
- MAGALHÃES, A.L.B. 2006. First record of lernaeciosis in a native fish species from a natural environment in Minas Gerais state, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 1(1):8–10.

- MAGALHÃES, A.L.B., BEZERRA, L.A.V., DAGA, V.S., PELICICE, F.M., VITULE, J.R.S. & BRITO, M.F.G. 2021. Biotic differentiation in headwater creeks after the massive introduction of non-native freshwater aquarium fish in the Paraíba do Sul River basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 19(3):e200147.
- MAGALHÃES, A.L.B., BRITO, M.F.G. & SARROUH, B. 2019. An inconvenient routine: introduction, establishment and spread of new non-native fishes in the Paraíba do Sul River basin, state of Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 14(3):329–338.
- MAGALHÃES, A.L.B. & JACOBI, C.M. 2013. Asian aquarium fishes in a Neotropical biodiversity hotspot: impeding establishment, spread and impacts. *Biological Invasions* 15(10):2157–2163.
- MAGALHÃES, A.L.B., ORSI, M.L., PELICICE, F.M., AZEVEDO-SANTOS, V.M., VITULE, J.R.S., P. LIMA-JUNIOR, D. & BRITO, M.F.G. 2017. Small size today, aquarium dumping tomorrow: sales of juvenile non-native large fish as an important threat in Brazil. *Neotropical Ichthyology* 15(4):e170033.
- MAWARDA, P.C., LE ROUX, X., VAN ELSAS, J.D. & SALLES, J.F. 2020. Deliberate introduction of invisible invaders: a critical appraisal of the impact of microbial inoculants on soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 148:107874.
- MCCULLOUGH, D.G., WORK, T.T., CAVEY, J.F., LIEBHOLD, A.M. & MARSHALL, D. 2006. Interceptions of nonindigenous plant pests at US ports of entry and border crossings over a 17-year period. *Biological Invasions* 8(4):611–630.
- MCEACHERN, A.K., THOMSON, D.M. & CHESS, K.A. 2009. Climate alters response of an endemic island plant to removal of invasive herbivores. *Ecological Applications* 19(6):1574–1584.
- MEDEIROS, R.B. & FOCHT, T. 2007. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 13(1/2):105–114.
- MENDOZA, M.J.C., & ARDALES, E.Y. 2019. Population structure of the banana black sigatoka pathogen [*Pseudocercospora fijiensis* (M. Morelet) Deighton] in Luzon, Philippines. *Philippine Agricultural Scientist* 102(3): 211–219.
- MIRANDA, A.A., ALMEIDA, A.C.S. & VIEIRA, L.M. 2018. Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolaemata) in Brazilian waters: Assessment, dispersal and impacts. *Marine Pollution Bulletin* 130:184–191.
- MMA & MAPA. 2017. Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Javali (*Sus scrofa*) no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- MONTEIRO-ALVES, P.S., HELMER, D.M., FERREGUETTI, A.C., PEREIRA-RIBEIRO, J., ROCHA, C.F.D. & BERGALLO, H.G. 2019. Occupancy, detectability, and density of crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) in two protected areas of restinga habitats in Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 97(10):952–959.
- NUNES, A.J.P. 2001. O cultivo de camarões marinhos no Nordeste do Brasil. *Panorama da Aquicultura* 11(65): 26–36.
- NUÑEZ, M.A., PAUCHARD, A. & RICCIARDI, A. 2020. Invasion science and the global spread of SARS-CoV-2. *Trends in Ecology & Evolution* 35(8):642–645.
- OIGMAN-PSZCZOL, S., CREED, J., FLEURY, B., MANTELATTO, M.C., CAPEL, K.C.C., MEIRELES, C., CABRAL, D., MASI, B. & JUNQUEIRA, A. 2017. O controle da invasão do coral-sol no Brasil não é uma causa perdida. *Ciência e Cultura* 69(1):56–59.
- OLIVEIRA, E.C., TORRANO DA SILVA, B.N. & AMANCIO, C.E. 2009. Fitobentos (macroalgas). In *Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil* (R.M. Lopes, L. Coradin, V.B. Pombo, & D.R. Cunha, eds). Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, p107–139.
- OLIVEIRA, M.D., HAMILTON, S.K., CALHEIROS, D.F., JACOBI, C.M. & LATINI, R.O. 2010. Modeling the potential distribution of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in the Upper Paraguay River system using limnological variables. *Brazilian Journal of Biology* 70:831–840.
- ORGE, L., LIMA, C., MACHADO, C., TAVARES, P., MENDONÇA, P., CARVALHO, P. et al. 2021. Neuropathology of animal prion diseases. *Biomolecules* 11(3):466.
- ORTEGA, J. 2015. First record of Peacock bass *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 in the Brazilian Pantanal. *Biolnvasions Records* 4(2):133–138.
- ORTEGA, J.C.G., JÚLIO, H.F., GOMES, L.C. & AGOSTINHO, A.A. 2015. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia* 746(1):147–158.
- PACHECO, J.P., IGLESIAS FRIZZERA, C., GOYENOLA, G., TEIXEIRA DE-MELLO, F., FOSALBA, C., BAATTRUP-PEDERSEN, A. & JEPPESEN, E. 2021. Invasion of *Ceratium furcoides* in subtropical lakes in Uruguay: Environmental drivers and fish kill record during its bloom. *Biological Invasions* 23(11):3597–3612.
- PADAYACHEE, A.L., IRLICH, U.M., FAULKNER, K.T., GAERTNER, M., PROCHES, Ş., WILSON, J.R.U. & ROUGET, M. 2017. How do invasive species travel to and through urban environments? *Biological Invasions* 19(12):3557–3570.

- PAINI, D.R., SHEPPARD, A.W., COOK, D.C., DE BARRO, P.J., WORNER, S.P. & THOMAS, M.B. 2016. Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(27):7575–7579.
- MORMUL, R.P., ALVES FERREIRA, F., SALA MICHELAN, T., CARVALHO, P., JOSÉ SILVEIRA, M. & MAGELA THOMAZ, S. 2010. Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 58(4):1437-1451.
- PASCHOAL, A., MASSARA, R., SANTOS, J. & CHIARELLO, A. 2012. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. *Mammalia* 76(1):67-76.
- PEDROSA, F., SALERNO, R., PADILHA, F.V.B. & GALETTI, M. 2015. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza & Conservação* 13(1):84–87.
- PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A., AKAMA, A., ANDRADE-FILHO, J.D., AZEVEDO-SANTOS, V.M., BARBOSA, M. V.M., BINI, L.M. et al. 2021. Large-scale Degradation of the Tocantins-Araguaia River Basin. *Environmental Management* 68(4):445–452.
- PELICICE, F.M. & AGOSTINHO, A.A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11(8):1789–1801.
- PELICICE, F.M., AZEVEDO-SANTOS, V.M., ESGUÍCERO, A.L.H., AGOSTINHO, A.A. & ARCIFA, M.S. 2018. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 16(2):e170150.
- PELICICE, F.M., SILVA DAMASCENO, L., DE ALMEIDA FERREIRA, E., DA GRAÇA, W.J., AGOSTINHO, C.S. & FERNANDES, R. 2020. Contrasting continental patterns and drivers of taxonomic and functional turnover among fish assemblages across Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 849:373-384.
- PESSOTTO, M.A. & NOGUEIRA, M.G. 2018. More than two decades after the introduction of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) in La Plata Basin. *Brazilian Journal of Biology* 78(4):773–784.
- PINTO, A.S., SILVA MONTEIRO, F.K., RAMOS, M.B., ARAÚJO, R.C.C. & FARIA LOPES, S. 2020. Invasive plants in the Brazilian Caatinga: a scientometric analysis with prospects for conservation. *Neotropical Biology and Conservation* 15(4):503-520.
- PIOVEZAN, U., URBANETZ, C., SOUZA, A. & FEIDEN, A. 2018. Estudos para o controle do caramujo africano (*Achatina fulica*, Bowdich 1822) na APA Baía Negra, Ladário, MS. *Cadernos de Agroecologia*. 13(1):1-7.
- POTT, A., OLIVEIRA, A.K.M., DAMASCENO-JUNIOR, G.A. & SILVA, J.S.V. 2011. Plant diversity of the Pantanal wetland. *Brazilian Journal of Biology* 71:265–273.
- REASER, J.K., MEYERSON, L.A., CRONK, Q., DE POORTER, M., ELDRIDGE, L.G., GREEN, E., KAIRO, M., LATA-SI, P., MACK, R.N., MAUREMOTO, J., O'DOWD, D., ORAPA, W., SASTROUTOMO, S., SAUNDERS, A., SHINE, C., THRAINSSON, S. & VAIUTU, L. 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation* 34(2):98–111.
- RESENDE, E.K., MARQUES, D.K.S. & FERREIRA, L. 2008. A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68:799–805.
- RIBEIRO, V.R., SILVA, P.R.L. da, GUBIANI, É.A., FARIA, L., DAGA, V.S. & VITULE, J.R.S. 2017. Imminent threat of the predator fish invasion *Salminus brasiliensis* in a Neotropical ecoregion: eco-vandalism masked as an environmental project. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15(2):132–135.
- ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G. & MAZZONI, and R. 2011. Invasive vertebrates in Brazil. In *Biological Invasions* (D. Pimentel, ed.). CRC Press, p.67–120.
- ROCHA, L.F., LIMA, G.S., MARTINS, S.V., TORRES, F.T.P. & REIS, C.R. 2017. Avaliação da presença de espécies exóticas em unidades de conservação estaduais de Minas Gerais. *Revista de Ciências Agroambientais* 15(2):238–248.
- ROCHA, O., ESPÍNDOLA, E.L.G., RIETZLER, A.C., FENERICH-VERANI, N. & VERANI, J.R. 2011. Animal Invaders in São Paulo State Reservoirs. *Oecologia Australis* 15(3):631–642.
- DA ROSA, C.A., DE ALMEIDA CURI, N.H., PUERTAS, F. & PASSAMANI, M. 2017. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. *Biological Invasions* 19(7):2101–2123.
- ROSA, D.M. & ASSIS, P.S. 2020. *Limnoperna fortunei* no Brasil: histórico de dispersão, biologia populacional, impactos e controle. In *Ciências Ambientais: Recursos Hídricos* (C. Hayashi, D.S. Sardinha & P.A.Z. Pamplin, eds). Alfenas, p.219–235.
- ROSA, L.C. & DANTAS, J.O. 2020. First record of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Cyrenidae) at Poxim-Açu River, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 32:e22.
- RUFINO, M.R., SILVINO, A.S. & MORO, M.F. 2019. Exóticas, exóticas, exóticas: reflexões sobre a monótona arborização de uma cidade brasileira. *Rodriguésia* 70: e03562017.
- SALES, N.G., PESSALI, T.C., ANDRADE NETO, F.R. & CARVALHO, D.C. 2018. Introggression from non-native species unveils a hidden threat to the migratory Neotropical fish *Prochilodus hartii*. *Biological Invasions* 20(3):555–566.

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

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

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