

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Espécies Exóticas Invasoras da Fauna em Unidades de Conservação Federais no Brasil: Sistematização do Conhecimento e Implicações para o Manejo

Tainah Corrêa Seabra Guimarães

Orientadora: Isabel Belloni Schmidt

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília/DF, abril de 2015



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

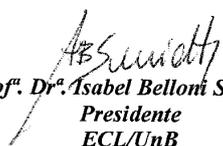
Dissertação de Mestrado

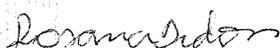
TAINAH CORRÊA SEABRA GUIMARÃES

Título:

“Espécies Exóticas Invasoras da Fauna em Unidades de Conservação
Federais no Brasil: Sistematização do Conhecimento e Implicações para o
Manejo”

Banca Examinadora:


Prof. Dr. Isabel Belloni Schmidt
Presidente
ECL/UnB


Prof. Dr. Rosana Tidon
Membro Titular
GEM/UnB


Prof. Dr. Kátia Torres Ribeiro
Membro Titular
ICMBIO


Prof. Dr. Rafael Dudgeue Zenni
Suplente
ECL/UnB

Brasília, 07 de abril de 2015.

Agradecimentos

À minha família – principalmente meus pais –, meus amigos e ao Otávio, que sempre me incentivaram, apesar dos esforços em me desviar desse caminho: “não custa nada viajar agora”, “vamos sair, você escreve amanhã”, “não precisa ir pra UnB”, “dorme agora e trabalha nisso depois”. Não se preocupem, estou quase conquistando a liberdade em decidir o que fazer com meus horários livres (rsrs).

À minha orientadora Isabel Schmidt que sempre compreendeu muito bem minhas limitações, principalmente de horários, reservando suas horas de folga para me atender, tirar minhas dúvidas e ouvir minhas angústias. Não é fácil!

Aos meus colaboradores Caren Sotto, Cinthya Córdova, Lucas Camelo, Bruno Rafael e Guanair Junior, estudantes de graduação da UnB e da UCB, que me auxiliaram na busca bibliográfica sobre as EEI, sendo essenciais na execução desse trabalho e que, hoje, reconhecem a importância e necessidade urgente de manejo destas espécies.

Aos colegas do ICMBio, principalmente da CGPEQ e COINF, que conviveram rotineiramente comigo, discutindo sobre as informações, dando sugestões, e me estimulando a realizar esse projeto. Em especial, agradeço ao Rodrigo Jorge, Marília Marini e Kátia Torres, que viram a importância desse mestrado para mim e para a instituição, perceberam minhas restrições, e continuaram impulsionando. Ainda, agradeço pela concessão do horário especial para servidor estudante, permitindo assistir às disciplinas no horário comercial, e posteriormente pela Licença Capacitação, para me dedicar exclusivamente a escrita da dissertação.

Aos gestores de todas as UC Federais que são verdadeiros heróis, extrapolando sua atuação e capacidade de execução, visando a conservação da sociobiodiversidade da UC, de forma justa e realista, travando lutas diárias que parecem perdidas desde o início (por desigualdade de força política, econômica e em recursos humanos). E, ainda assim, esse árduo trabalho geralmente não é reconhecido, em suas diversas instâncias e níveis. Afinal, “UC nos olhos dos outros é refresco”. Agradeço, em especial, aos 138 gestores que dedicaram parte do seu tempo para responder ao questionário (além de tirar minhas dúvidas por e-mail e Skype), reconhecendo a importância deste estudo. Cito nominalmente todos no Anexo 2.

Aos residentes das UC e entorno, assim como beneficiários (pescadores, extrativistas) e vigilantes que auxiliaram alguns gestores em responder as questões. Personalidades que, em muitos casos, detêm o maior conhecimento sobre as UC!

Aos colegas dos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação, que fizeram a última revisão da lista, confirmando as classificações definidas com suas expertises em relação ao grupo taxonômico: Rafael Balestra e Carlos Abrahão (Feliz) (RAN); Marcos Fialho (CPB); Carla Polaz (CEPTA); Priscilla Prudente do Amaral (CEMAVE); e Arthur Brant e demais colegas (CEPENE). E ao Alexandre Sampaio (Xandão) (CECAT), pela ajuda com a lista prévia inicialmente utilizada, além das discussões ao longo do trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal, apesar da convivência ter sido de apenas por 3 meses, ao longo destes dois anos de mestrado, foram sempre muito solícitos e apoiadores. E a todos os colegas da Pós-Graduação do Programa, pela parceria nas diversas etapas.

À banca Kátia Torres, Rosana Tidon e Rafael Zenni.

Sumário

Lista de Siglas.....	1
Resumo.....	3
Abstract.....	1
Introdução.....	1
Objetivos.....	5
Material e métodos.....	5
Objetivo 1 (Consolidação das informações sobre ocorrência EEI da fauna em UC federais).....	5
Objetivo 2 (Identificação das UC federais com ocorrência de EEI da fauna bem como as ações de controle).....	8
Objetivo 3 (Identificação e caracterização de EEI da fauna representativas):.....	8
Objetivo 4 (Proposição de modelo de ficha de sistematização de informações e recomendações de manejo de EEI da fauna representativa).....	9
Resultados.....	10
Levantamento Bibliográfico e Aplicação de Questionário.....	10
Espécies identificadas.....	10
1 – Todas as espécies listadas.....	10
2 – Espécies nativas.....	13
3 – Espécies em expansão geográfica.....	13
4 – Espécies Exóticas (EE).....	13
Unidades de Conservação Federais (UC) com registro de EEI da fauna.....	29
1 – Biomas invadidos.....	30
2 – Ações de Manejo indicadas nos Planos de Manejo.....	31
3 – Ações de manejo realizadas pelas UC:.....	34
Espécies Representativas.....	35
1 – Identificação, caracterização e recomendações específicas das espécies representativas:.....	35
Discussão.....	62
Levantamento Bibliográfico e Aplicação de Questionários.....	62
Espécies identificadas.....	64
1 – Todas as espécies listadas.....	64
2 – Espécies Nativas.....	65
3 – Espécies em expansão geográfica.....	66
4 – Espécies Exóticas (EE).....	67
Unidades de Conservação Federais com registro de EEI da fauna.....	77
1 – Biomas invadidos.....	79
2 – Ações de Manejo indicadas nos Planos de Manejo.....	81
3 – Ações de manejo realizadas pelas UC (indicadas no questionário).....	83
Espécies Representativas.....	86
1 – Identificação e caracterização das espécies representativas.....	86
Conclusões e Recomendações Gerais.....	88
Sugestões de Estudos.....	90
Bibliografia.....	92
Anexos.....	134

Lista de Siglas

ANTAQ – Agência Nacional de Transportes Aquaviários

APA – Área de Proteção Ambiental

ARIE – Área de Relevante Interesse Ecológico

CDB – Convenção sobre Diversidade Biológica

CEMAVE – Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres

CEPENE – Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste

CEPTA – Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Peixes Continentais

CETAS – Centro de Triagem de Animais Silvestres

CEVAS – Coordenação de Vigilância Ambiental em Saúde

CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba

CONABIO – Comissão Nacional da Biodiversidade

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente

CPB – Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros

CPP – Coordenação de Proteção de Plantas

CyHV – Herpesvírus-ciprinídeo

DPC – Diretoria de Portos e Costas (Marinha do Brasil)

DPC – Divisão de Vigilância e Controle de Pragas (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento)

DDIV – Departamento de Defesa e Inspeção Vegetal EE – Espécies Exóticas

DIVE – Divisão de Vigilância Epidemiológica

DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas

E EI – Espécies Exóticas Invasoras

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations

FLONA – Floresta Nacional

GISD – Global Invasive Species Database

GISP – Global Invasive Species Programme

GLMRIS – The Great Lakes and Mississippi River Interbasin Study

IAP – Instituto Ambiental do Paraná

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBH – Instituto Brasileiro de Helicicultura

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IMO – Organização Marítima Internacional

IN – Instrução Normativa

ISSG – Invasive Species Specialist Group

IUCN – International Union for Conservation of Nature

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MARPOL – Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios

MEPC – Comitê de Proteção do Meio Ambiente Marinho

MMA – Ministério do Meio Ambiente

NORMAM – Norma da Autoridade Marítima

ONG – Organização Não Governamental

PAL – Pest Advisory Leaflet

PAN – Plano de Ação Nacional

PARNA – Parque Nacional

PCE – Programa de Vigilância e Controle da Esquistossomose

PL – Projeto de Lei

RAN – Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios

RDS – Reserva de Desenvolvimento Sustentável

REBIO – Reserva Biológica

RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural

SEMA – Secretaria do Meio Ambiente

SEMMA – Secretaria Municipal do Meio Ambiente

RESEX – Reserva Extrativista

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

SOLAS – Convenção para a Salvaguarda da Vida Humana no Mar

SVCV – Spring Viraemia of Carp Virus

TBT – Tributílo-estanho

UC – Unidade de Conservação

UFLA – Universidade Federal de Lavras

UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

USACE – United States Army Corps of Engineers

Resumo

Espécies exóticas são aquelas que ocorrem fora de sua área de distribuição natural, pela dispersão intencional ou acidental por atividades humanas. Quando se tornam abundantes e causam danos, são consideradas espécies exóticas invasoras (EEI). Apesar da sabida ocorrência de EEI em Unidades de Conservação (UC) no Brasil, não há esforços sistematizados sobre as informações destas invasões para implementação de ações de controle, dificultando a definição e priorização de ações. Esse trabalho diagnosticou a situação atual de EEI da fauna em UC Federais, e identificou e propôs ações de manejo. Para tal, foram feitos levantamentos bibliográficos e aplicado questionário aos gestores de UC buscando informações sobre a ocorrência de EEI da fauna nas UC federais brasileiras, seus impactos, ações de controle. Foram identificadas 54 EEI da fauna, em 144 UC federais, indicando que 45% das UC contam com registros de ocorrência destas espécies. A maioria das EEI terrestres é originária da Ásia e da África, e dentre as aquáticas da Região Hidrográfica Amazônica. O principal motivo de introdução das EEI foi econômico: aquicultura e criação. As UC de Proteção Integral possuem mais registros de ocorrência de EEI da fauna, assim como as UC cujo bioma principal é a Mata Atlântica. Para as UC com ocorrência de EEI identificadas, 52% dos Planos de Manejo recomendam alguma ação de manejo para EEI da fauna, no entanto, a grande maioria (93%) indica ações genéricas. Gestores de 60 UC relataram realizar alguma ação de manejo de EEI, sendo o controle físico (abate, armadilha e coleta) o mais comum. Quatro espécies representativas do processo de invasão biológica foram identificadas e tiveram características de sua história de vida sistematizadas de forma a identificar e propor ações de controle. Este trabalho apresenta um primeiro diagnóstico sobre as invasões biológicas da fauna em UC federais, a partir do qual recomendações gerais e específicas são feitas, alertando sobre a necessidade do manejo ser realizado pelas UC e de forma mais ampla e integrada, além de indicar espécies representativas, e ações para o seu controle.

Palavras-chave: invasões biológicas, áreas protegidas e gestão

Abstract

Alien species are species introduced outside their natural range by human activities either intentionally or accidentally. When alien species turn to be abundant and cause damage, they are considered invasive alien species (IAS). Despite the known occurrence of IAS in Protected Areas (PA) in Brazil, there has been no effort to systematize information on these biological invasions or to implement management actions to promote IAS control or eradication. The lack of systematized information impairs the identification of priority actions in terms of IAS control and eradication inside PA. This thesis aimed to (i) diagnose the current situation of fauna IAS in Federal PA in Brazil, (ii) identify and propose management actions to control IAS species in PA. For that, I performed a literature survey and applied questionnaire to PA managers to acquire information on the occurrence of fauna IAS in Brazilian federal PA, impacts and control measures. I identified 54 animal IAS in 144 federal PA, indicating that 45% of PA have registers of animal IAS occurrence. Most terrestrial IAS registered are native from Asia and Africa, whereas aquatic IAS are mostly native from the Amazon River Basin and were introduced into other Brazilian river basins. The main reason for the introduction of the IAS was economic: aquaculture and livestock. Integral Protection PA had higher percentage of animal IAS occurrence compared to Sustainable Use PA. Additionally, PA within the Atlantic Forest biome presented higher rates of IAS occurrence compared to the other six Brazilian biomes. Although the Management Plans from 52% of PA with IAS registration recommend some management action toward fauna IAS, the vast majority of these Plans (93%) indicate only very generic and non useful actions. Managers from 60 PA declared to perform some IAS management action, among which physical control (shoot down, trap and collect) was the most commonly reported control effort. I identified four representative species and systematized information on life history in order to identify and propose control measures. This thesis presents a basic diagnosis on animal invasions in federal PA, from which general and specific recommendations are made. These results point out the need for management to be performed by the PA on a broad and integrated manner, and indicate possible management actions to be applied for the control of the four identified representative species.

Keywords: biological invasion, protected areas, management

Introdução

Espécies exóticas (alóctones ou não-autóctones) são aquelas que ocorrem fora de sua área de distribuição natural, como resultado de dispersão intencional ou acidental facilitada por atividades humanas (Lockwood et al. 2007). As introduções intencionais ocorrem, principalmente, para uso agropecuário, alimentício e medicinal; e as acidentais, pelo transporte involuntário de propágulos em meios de transporte ou vestimentas (Heywood 1996; Pimentel 2011). Ambas as formas de dispersão de espécies para além de sua distribuição natural foram intensificadas pela globalização, principalmente a partir do século XX, acompanhando o aumento de viagens a longas distâncias, rompendo os limites de dispersão natural das espécies (Cohen & Carlton 1998; Wittenberg & Cock 2001; Lockwood et al. 2007).

A espécie exótica é considerada invasora quando se torna dominante e amplamente distribuída no novo ambiente. Estas duas características podem ser atingidas em diferentes etapas, não sendo tão facilmente evidentes, ou seja, primeiro a população pode ter ampla distribuição e ser pouco abundante, ou pode se tornar dominante localmente, até de iniciar a intensa propagação (Colautti & MacIsaac 2004). Estas espécies apresentam vantagem competitiva sobre as nativas que permite sua rápida proliferação e expansão, se tornando dominante (Lowe 2000; Valéry et al. 2008). Portanto, a invasão biológica é um processo que consiste em vários estágios: introdução de propágulos da espécie exótica na nova localidade, estabelecimento da população, reprodução e dispersão para novos locais (Richardson et al. 2000; Colautti & MacIsaac 2004). Dessa forma, o sucesso de invasão está relacionado à sobrevivência de indivíduos da espécie a filtros bióticos e abióticos do novo ambiente, sua estabilização, reprodução e dispersão na comunidade (Colautti & MacIsaac 2004; Pivello 2011). Geralmente, as espécies exóticas invasoras (EEI) se tornam dominantes e alteram a composição e a estrutura da comunidade, excluindo espécies nativas e modificando processos ecológicos (Mack 2000; Lockwood et al. 2007; Pivello 2011). De fato, em algumas definições de EEI – inclusive da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) –, os impactos e ameaças a biodiversidade nativa estão expressos (Brasil 2000).

As EEI também podem ocasionar impactos econômicos, por exemplo, os danos associados aos impactos causados pelas invasões biológicas e suas ações de controle são estimados em cerca de 120 bilhões de dólares/ano, nos Estados Unidos (Bergman et al. 2000; Pimentel et al. 2005). Ainda são responsáveis por impactos sanitários, atuando como vetores e propagadoras de doenças, em especial a humanos e espécies domésticas e cultivadas, e até mesmo introduzindo novos patógenos (Bergman et al. 2000; Pimentel et al. 2005; MMA 2006).

A introdução de EEI como principal causa de extinção de espécies tem sido debatida (Gurevitch & Padilla 2004). Mas, sabe-se que as invasões biológicas são reconhecidas como responsáveis por diversos impactos, como disseminação de doenças, predação, competição, modificação de frequências e intensidade de

queimadas, alterações ou impedimentos à sucessão natural, sendo necessárias intervenções humanas para o controle destas EEI (Westbrooks 1998; Mack et al. 2000; Poorter & Ziller 2004; Pimentel 2011). Entretanto, estas intervenções podem ser inviáveis devido aos altos custos, impactos negativos dos métodos de controle sobre espécies e ecossistemas nativos e ineficiência das estratégias de controle e erradicação das EEI (Simberloff 2001a). Logo, a melhor forma de controle das invasões biológicas é impedir novas introduções de espécies de reconhecido histórico de invasão, e investir na detecção e controle precoces (Mack et al. 2000; Poorter & Ziller 2004).

Características das espécies são cruciais para o sucesso da invasão (Reichard & Hamilton 1997; Nentwing 2007). Apesar de dois atributos gerais serem comuns a EEI bem-sucedidas: amplo nicho ecológico e elevado grau de plasticidade fenotípica, as características que levam ao sucesso da invasão não são facilmente evidentes (Nentwing 2007). Isso ocorre porque algumas especificidades podem ser vantajosas em um habitat ou fase do processo de invasão, e serem neutras ou prejudiciais em outro habitat ou fase (Sakai et al. 2001; Nentwing 2007). Além disso, o sucesso de invasão pode ser influenciado por características do ambiente, que facilitem ou inibam o estabelecimento da espécie (Lockwood 2007). Assim, algumas espécies podem ser invasoras em algumas localidades e não em outras, devido às especificidades dos ambientes ou por não possuírem muitas das características determinantes do sucesso de invasão (Stohlgren & Jarnevich 2009). Logo, não há características comuns compartilhadas por todas as espécies invasoras que permitam prever com total confiabilidade seu sucesso de invasão em qualquer localidade (Nentwing 2007). Ainda assim, características específicas de história de vida das espécies, como dieta, biologia reprodutiva e uso de hábitat, influenciam as probabilidades de sucesso de estabelecimento e potencial de invasão, podendo ser úteis na definição de estratégias de prevenção e controle de EEI, inclusive nas análises de risco de introdução de algumas espécies (Reichard & Hamilton 1997). Integrar informações de história de vida de espécies potencialmente invasoras a ações de prevenção e controle já testadas é uma estratégia para melhor replicar ações bem sucedidas, reduzindo efeitos negativos e custos, e facilitando a priorização de ações de controle de EEI (Ziller 2005).

Além disso, entre a fase de estabelecimento e dispersão para novos ambientes, algumas espécies podem passar por *lag times* (“tempos de latência”), período em que a população tem baixa taxa de crescimento, antes de uma expansão populacional resultando em uma população com alta densidade, quando a espécie passa a ser notada e considerada impactante (Crooks 2005; Lockwood et al. 2007). Dessa forma, algumas espécies exóticas podem ser erroneamente consideradas não-impactantes, durante o *lag time* (Lockwood et al. 2007), mas que deveriam ser alvo de ações precoces de controle..

A CDB (Convenção sobre a Diversidade Biológica) é o principal instrumento internacional a abordar questões sobre biodiversidade, incluindo as espécies exóticas. Os países signatários da CDB, incluindo o

Brasil, acordaram em, na medida do possível, impedir a introdução, controlar ou erradicar as espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats e espécies (Artigo 8(h)) (Brasil 2000; Shine et al. 2000). Apesar de alguns estados brasileiros já terem elaboradas listas estaduais de espécies exóticas invasoras (SP, SC, PR e RS), ainda não foi publicada uma Lista Nacional Oficial, o que direcionaria ações prioritárias de prevenção e controle de EEI no país.

O Brasil conta com alguns instrumentos legais direcionados a este tema, como a Portaria IBAMA nº 93/1998, que normatiza a importação e a exportação de espécimes vivos, produtos e subprodutos da fauna silvestre brasileira e da fauna silvestre exótica; a Portaria IBAMA nº 145/98, que normatiza a introdução, reintrodução e transferência de peixes, crustáceos, moluscos, e macrófitas aquáticas para fins de aquicultura; a Instrução Normativa IBAMA nº 03/1999, que estabelece critérios para o Licenciamento Ambiental de empreendimentos e atividades que envolvam manejo de fauna silvestre exótica em cativeiro; e a IN IBAMA nº 141/2006, que regulamenta o controle e o manejo ambiental da fauna sinantrópica nociva. Outros instrumentos jurídicos, anteriores a própria CDB, já mostravam preocupação quanto a doenças introduzidas por espécies exóticas ao regulamentarem a importação destas espécies, com o Decreto Federal nº 24.114/1934, que regulamenta a Defesa Sanitária Vegetal, e o Decreto Federal nº 24.548/1934, que regulamenta a Defesa Sanitária Animal.

Apesar de não se referirem exclusivamente às questões das EEI, outros instrumentos legais subsidiam, de forma indireta, a prevenção e controle destas espécies, como a Lei de Crimes Ambientais (Lei Federal nº 9.605/1998) e o Decreto Federal nº 6.514/2008 (que regulamenta a referida Lei, dispendo sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente). Estes instrumentos estipulam as sanções previstas para a introdução de espécime animal no País, sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida por autoridade competente (art. 31 e art. 25, respectivamente). Especificamente quanto a áreas protegidas, o artigo 31 da Lei Federal nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC) reforça este impedimento: “é proibida a introdução nas unidades de conservação de espécies não autóctones”, reafirmada pelo Decreto Federal nº 6.514/2008, ao considerar infração esta introdução.

A CDB define área protegida como a área definida geograficamente destinada, ou regulamentada, e administrada para alcançar objetivos específicos de conservação. Nacionalmente, a Lei Federal nº 9.985/2000 (SNUC) definiu Unidade de Conservação como o “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”. Sendo assim, Unidades de Conservação (UC) são criadas visando a conservação da natureza, tendo papel fundamental na conservação e/ou no uso sustentável da biodiversidade e, de fato, a criação e manutenção de UC é uma estratégia mundialmente consagrada e comprovadamente

eficaz para a conservação da biodiversidade (Brito 1995; Alencar et al. 2004; Rodrigues et al. 2004; Bensusan 2006; Gaston et al. 2008). A gestão das UC é feita de acordo com a esfera administrativa que a institui, ou seja, se a criação da UC for feita por um ato federal, a gestão será feita pelo órgão gestor federal, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). A exceção ocorre apenas para as UC da categoria RPPN (Reserva Particular do Patrimônio Natural), que são instituídas pelos proprietários de áreas particulares que continuam a administrá-las, tendo o status de UC reconhecido por um órgão gestor (municipal, estadual ou federal). Desta forma, a implementação e gestão de RPPN no Brasil não segue um padrão uniforme, pois não há orientações específicas de órgãos públicos e a gestão destas áreas varia de acordo com as condições, usos e interesses dos proprietários.

As áreas protegidas não estão imunes à ocorrência de espécies exóticas e, apesar das previsões legais, sabe-se que há registros de EEI em UC em todo o mundo, inclusive no Brasil (Campos et al. 2005; GISP 2007; Merino et al. 2009; Leão et al. 2011; Sampaio & Schmidt 2013; Spear et al. 2013; ICMBio 2014; Instituto Hórus 2014). Os impactos causados por invasões biológicas também podem afetar UC, comprometendo a integridade de seus ambientes e ameaçando seus objetivos de conservação e uso sustentável (IUCN 1994; Brasil 2000). O estabelecimento de “rotinas e ações de erradicação, contenção, controle e monitoramento de EEI em UC” é um dos indicativos da Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras (Resolução CONABIO nº05/2009). Contudo, a inda não há esforços sistemáticos para implementar tais ações, especialmente quanto a EEI da fauna.

Os estudos existentes sobre EEI em UC no Brasil são pouco sistematizados, pontuais e frequentemente relacionados a espécies que causam impactos muito evidentes (Campos et al. 2005; Leão et al. 2011; ICMBio 2014; Instituto Hórus 2014). A falta de um levantamento nacional sistematizado de EEI em UC e informações correlatas (como dados sobre as espécies e ações de controle testadas) dificulta o reconhecimento oficial destas espécies como ameaça à conservação, o que seria um importante marco para o fortalecimento de esforços de conservação e manejo EEI em UC, e definição de prioridades e ações (Ziller 2005). Ziller & Dechoum (2013) publicaram uma primeira sistematização considerando espécies de plantas e vertebrados exóticos invasores em UC no Brasil (de todas as esferas administrativas), utilizando unicamente a base de dados do Instituto Hórus como fonte de informações.

As UC federais estão distribuídas em todo o território nacional, portando, a sistematização de informações sobre estas áreas protegidas pode representar a realidade em todo o território nacional, uma vez que contempla todos os diferentes biomas. Além disso, estas UC são geridas pelo mesmo órgão (ICMBio), facilitando a implementação do manejo e definições de estratégias de gestão coordenadas. Uma primeira lista abrangente indicou a ocorrência de 144 EEI de plantas e animais em UC federais (Sampaio & Schmidt 2013). Este trabalho apontou a ocorrência de 40 espécies de animais, contudo, levantou apenas a ocorrência de EEI

exóticas ao Brasil, não considerando as espécies exóticas aos biomas ou bacias hidrográficas, também ocorrentes no Brasil. Por exemplo, espécies de tucunarés (*Cichla* sp.) que são nativas da bacia Amazônica (Kullander 2003; Carvalho et al. 2009) foram introduzidas em diversas outras bacias hidrográficas existentes no Brasil, mas não estão incluídas neste estudo .

As principais informações sobre EEI em UC federais se referem a gramíneas e às espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus* (Sampaio & Schmidt 2013; Ziller & Dechoum 2013; ICMBio 2014; Instituto Hórus 2013). Quanto às EEI da fauna, alguns casos emblemáticos como o de cães-ferais (*Canis familiaris*) no Parque Nacional de Brasília e o do teiú (*Salvator merianae*) no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (Horowitz 1992; Lacerda 2002; Péres Jr 2003) dão visibilidade ao tema, mas sabe-se que há uma grande lacuna de informações quanto à ocorrência e os impactos causados por EEI da fauna em UC brasileiras.

Objetivos

O objetivo desse trabalho é diagnosticar a situação atual de EEI da fauna em UC Federais, visando identificar e propor ações de controle. Especificamente, pretende-se:

1. Consolidar informações sobre a ocorrência de EEI da fauna em UC federais.
2. Identificar as UC federais com registros de EEI da fauna bem como as ações de controle.
3. Identificar EEI da fauna representativas para ações de prevenção e controle, sendo um vertebrado e um invertebrado terrestres e um vertebrado e um invertebrado aquáticos.
4. Propor um modelo de ficha de sistematização de informações básicas sobre EEI da fauna, sugerindo recomendações de manejo específicas, utilizando as quatro espécies representativas como exemplo, que possa ser replicado a outras EEI.

Material e métodos

Objetivo 1 (Consolidação de informações sobre a ocorrência de EEI da fauna UC federais)

Foi utilizada como base para o início do trabalho uma lista preliminar de EEI em UC federais publicada por Sampaio & Schmidt (2013), fundamentada em Planos de Manejo, relatórios do Método RAPPAM (Método para a Avaliação Rápida e Priorização da Gestão de Unidades de Conservação) e na lista de EEI do Instituto Hórus (<http://i3n.institutohorus.org.br/>). Para acrescentar novas informações a esta lista, além de avaliar o *status* de espécies nativas do Brasil mas que podem ser invasoras em partes do território nacional, foram feitas consultas aos Planos de Manejo das UC federais, disponíveis no sítio do ICMBio (ICMBio 2013), e ao banco de dados do Instituto Hórus (Instituto Hórus 2013). Foi feito ainda um levantamento bibliográfico em artigos científicos e livros, buscando registro de ocorrência de espécies exóticas em UC federais. Os registros de

ocorrência indicam em qual UC a espécie foi encontrada; sendo assim, a mesma espécie pode ser considerada exótica em certo registro de ocorrência, porém, nativa ou em expansão geográfica em outro registro de ocorrência (outra UC em outro bioma). As buscas foram feitas nos sítios Web of Science (<http://sub3.webofknowledge.com>) e Google Acadêmico (<https://scholar.google.com.br>), buscando pelos termos em inglês “invasive species”, “alien species” e “protected areas”; e em português “espécies invasoras”, “espécies exóticas”, “áreas protegidas” e “unidades de conservação”. Buscas também foram feitas com os nomes e siglas de todas as categorias de UC (ex.: Parque Nacional e PARNA). Adicionalmente, foi encaminhado um questionário (Anexo 1) aos gestores de todas as 313 UC federais existentes e geridas pelo ICMBio, em julho/2014, solicitando informações sobre a ocorrência de espécies exóticas nas UC, impactos causados e ações de manejo realizadas. Para as UC em que não havia registro de ocorrência de EEI, pelos métodos já citados, foi adicionada uma pergunta no questionário: “Há espécies exóticas da fauna nesta UC?”. O questionário foi feito, encaminhado aos gestores e respostas recebidas via Google Drive®.

Meses após o envio do questionário, outras sete UC federais foram criadas, não havendo gestores responsáveis por elas – estas UC não foram incluídas na análise. As UC da categoria RPPN não foram analisadas neste trabalho, pois, geralmente, não contam com gestores profissionais (com exceção das geridas por ONGs ou outras instituições particulares), o que dificultaria a aplicação do questionário - parte importante da metodologia utilizada neste trabalho.

A partir da lista de todas as espécies identificadas, foi feita uma primeira triagem para confirmar se as espécies são exóticas à região em que a UC está inserida e, posteriormente, identificar quais destas espécies são invasoras. Estas identificações foram baseadas nas definições da Convenção de Diversidade Biológica (CDB), em que espécie exótica é a espécie introduzida fora de sua distribuição natural, no passado ou presente, incluindo qualquer parte, gametas, sementes, ovos ou propágulos, que possa sobreviver e, subseqüentemente, reproduzir; e espécie exótica invasora é a espécie exótica cuja introdução ou expansão de área de ocorrência ameaça a diversidade biológica local.

Para confirmar se as espécies citadas são exóticas à região onde a UC está inserida (bioma, bacia hidrográfica e/ou região dentro do bioma ou bacia), foram feitas buscas em listas oficiais e em artigos científicos. Algumas espécies já são reconhecidamente exóticas invasoras em determinados lugares, de acordo com listas já consolidadas - Listas Estaduais Oficiais de Espécies Exóticas Invasoras disponíveis (SP, SC, PR e RS), Lista do Instituto Hórus (Instituto Hórus 2013) e Lista Internacional da Invasive Species Specialist Group/Global Invasive Species Database (ISSG/GISD) (; ISSG 2013). O Instituto Hórus é uma ONG responsável pela elaboração da primeira base de dados das espécies exóticas da fauna e flora no Brasil. E a iniciativa ISSG (Invasive Species Specialist Group) é uma rede global de especialistas científicos e políticos, organizada com apoio da IUCN (International Union for Conservation of Nature), que elaborou uma lista com

banco de dados de EEI mundiais, o GISD (Global Invasive Species Database), que é revisado e avaliado periodicamente por especialistas do mundo inteiro, abrangendo todos os grupos taxonômicos. Ainda, a partir desse banco de dados, a IUCN publicou uma lista com 100 dentre as Piores Espécies Exóticas Invasoras do Mundo, baseado em dois critérios: o alto impacto sobre a biodiversidade e/ou em atividades humanas, e ilustração sobre a invasão biológica (Lowe et al. 2000). Para as espécies citadas como exóticas nas regiões em que as UC estão inseridas e não constantes nas listas acima citadas, foram feitas buscas bibliográficas, para identificar as áreas de ocorrência natural de cada espécie citada.

Portanto, para as espécies identificadas como exóticas às áreas de abrangência de cada UC, os seguintes critérios foram utilizados para classificá-las como invasoras: ser espécie reconhecida mundialmente como invasora pela ISSG (ISSG 2013); ou ter registros de impactos causados em qualquer lugar do mundo em que tenha sido introduzida. Para isto, foram feitas buscas bibliográficas buscando impactos causados pelas espécies listadas. Ao finalizar a sistematização sobre a distribuição natural das espécies e identificadas as EEI, a lista completa foi encaminhada a especialistas dos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação do ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), para revisão, referente a cada grupo taxonômico: répteis e anfíbios (RAN - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios), aves (CEMAVE - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres), peixes continentais (CEPTA - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Peixes Continentais), primatas (CPB - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros), e espécies marinhas (CEPENE - Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste).

Como já discutido, o processo de invasão também depende de características do ambiente (Lockwood 2007; Stohlgren & Jarnevich 2009), dessa forma, a invasão biológica da espécie na UC apenas seria confirmada caso sua população fosse monitorada, e constatada a sua dominância, intensa propagação, e impactos causados à biodiversidade local. No entanto, este trabalho visou elaborar um diagnóstico geral e básico sobre as informações existentes de EEI em todas as UC federais. Devido à grande abrangência deste estudo (320 UC, em todos os biomas ocorrentes no território brasileiro, considerando todos os grupos de espécies de fauna), a confirmação da invasão da situação populacional de todas as EE identificadas em cada UC não foi parte dos objetivos deste trabalho por ser inviável. Além disso, espécies que já são declaradas invasoras em outras regiões no mundo têm grande potencial de se tornar invasoras também em outras áreas, afinal, há a comprovação de que estas espécies possuem características que facilitaram o processo de invasão em diversos tipos de ambiente. Assim, a lista de EEI da fauna deste trabalho pode superestimar o número de invasões biológicas de fato em curso nas UC federais, visto a carência de estudos sobre processos de invasões biológicas de animais em UC federais no Brasil.

Objetivo 2 (Identificação das UC federais com ocorrência de EEI da fauna bem como as ações de controle)

A identificação das UC com registro da EEI da fauna foi feita pela mesma metodologia citada no objetivo anterior: buscas bibliográficas e questionário. Para verificar os biomas com maior quantidade de UC invadidas por EEI da fauna, foi considerado apenas o bioma principal de cada UC, de acordo com o sítio do ICMBio (ICMBio 2013).

A partir da consulta aos Planos de Manejo (e/ou Planos de Proteção, Planos de Ação ou Planos de Gestão) disponíveis no sítio do ICMBio para as UC identificadas com ocorrência de EEI da fauna, foram levantadas as ações propostas para o manejo das EEI da fauna (ICMBio 2013). As ações foram classificadas *a posteriori* da seguinte forma: (i) Indicação de necessidade realização de estudos genéricos sobre EEI da fauna; (ii) Indicação de necessidade de realização de estudos direcionados a EEI da fauna; (iii) Indicação de realização de ação genérica (ex.: controlar e erradicar, proibir introduções, monitorar, realizar atividades de educação ambiental); e (iv) Indicação de realização de ação de controle voltada especificamente para espécies de EEI existentes na UC (ação específica). Como forma de identificar a especificidade com que a questão das EEI foi tratada durante a elaboração do Plano de Manejo, e se há uma seção ou programa de manejo específico para o planejamento das ações de controle de EEI, foi registrada em qual seção do Plano as ações referentes a EEI foram indicadas: em seção específica de EEI; Programa de Pesquisa; Programa de Proteção ou Manejo; outro Programa; ações relativas às zonas definidas no Plano de Manejo; ou Normas Gerais da UC.

Adicionalmente, foi feito um levantamento bibliográfico, visando identificar ações de controle testadas para as espécies de EEI da fauna identificadas nas UC Federais. As ações de controle sugeridas, porém não testadas, também foram listadas.

Objetivo 3 (Identificação e caracterização de EEI da fauna representativas):

A definição de espécies representativas para a realização de ações de manejo em UC considerou a representatividade da invasão biológica da espécie no sistema nacional de UC federais (quantidade de UC com registro da EEI) e a quantidade de informações disponíveis sobre a espécie, em relação à história de vida, impactos causados e ações de controle realizadas em qualquer parte do mundo, e ações de manejo realizadas pelas equipes gestoras das UC. Assim, estas espécies são boas representantes para ilustrar a problemática das invasões, e para iniciar ações de controle nas UC. A alta representatividade dessas espécies em relação a disponibilidade de informações de história de vida auxiliará no desenvolvimento de um modelo de ficha de sistematização de dados básicos (objetivo 4 deste trabalho), que poderá ser utilizado também para outras EEI. Todas as informações foram levantadas a partir de referências bibliográficas, e a identificação das ações de manejo realizadas nas UC, foi feita a partir das respostas ao questionário (Anexo 1).

Dessa forma, as espécies foram classificadas a partir dos seguintes critérios: 1) o grau da invasão; 2) grau de impacto; 3) ações de controle realizadas; 4) informações disponíveis sobre história de vida. Para cada um destes critérios, foram usados indicadores, com pontuações diversas. Estes indicadores foram somados de acordo com cada informação levantada por espécie, criando um ranqueamento, em que as EEI com valores mais alto tiveram maior prioridade. Portanto, as espécies com mais informações disponíveis foram consideradas mais representativas, uma vez que o reconhecimento dos danos causados pode indicar a maior visibilidade pública (tanto pela sociedade em geral, quanto por instituições e órgãos gestores) sobre sua invasão, explicitando a necessidade de ações para reduzir estes impactos. Adicionalmente, o fato de haver maior disponibilidade de informações sobre ações de controle executadas pode ser um incentivo para que estas EEI sejam manejadas pelas UC, por meio da implementação de ações já testadas em outras regiões (inclusive outras UC).

Além disso, buscou-se considerar representantes de pelo menos uma espécie de cada um dos grupos da fauna: invertebrado aquático, invertebrado terrestre, vertebrado aquático e vertebrado terrestre, de modo a ter uma análise mais abrangente mesmo com desbalanços nos dados disponíveis.

Objetivo 4 (Proposição de modelo de ficha de sistematização de informações e recomendações de manejo de EEI da fauna representativa)

As informações sobre dieta, reprodução, uso de hábitat, comportamentos, impactos reconhecidos, ações de controle identificadas, legislação específica e manejo realizado pelas UC das EEI da fauna consideradas representativa, levantadas a partir das referências bibliográficas e do questionário aplicado, foram sistematizadas. E a partir destas informações detalhadas, recomendações específicas para estas espécies foram feitas.

O modelo de ficha de sistematização de informações proposto utilizou as quatro espécies representativas como exemplo. No entanto, estes tipos de informações foram selecionadas considerando sua importância e aplicabilidade em programas de manejo e controle de EEI. Além de disso, estes tipos de informações (história de vida, impactos, controle e legislação) podem ser levantadas para desenvolver a ficha de sistematização de informações para qualquer EEI da fauna, para serem aplicadas em ações de controle. Sendo assim, fichas semelhantes podem ser feitas para outras EEI.

Resultados

Levantamento Bibliográfico e Aplicação de Questionário

A lista preliminar publicada por Sampaio & Schmidt (2013) continha 351 registros, de 40 EEI da fauna em 107 UC. As fontes complementares consultadas neste trabalho resultaram em 918 registros adicionais (total de 1269 registros), contemplando outras 114 espécies (totalizando 144 EEI da fauna), em outras 79 UC (somando 186 UC). As respostas ao questionário foram a fonte mais expressiva de dados, sendo responsável por 46,97% dos registros, seguido pela lista prévia mencionada (27,6%) e pelos Planos de Manejo (21,7%; Figura 1).

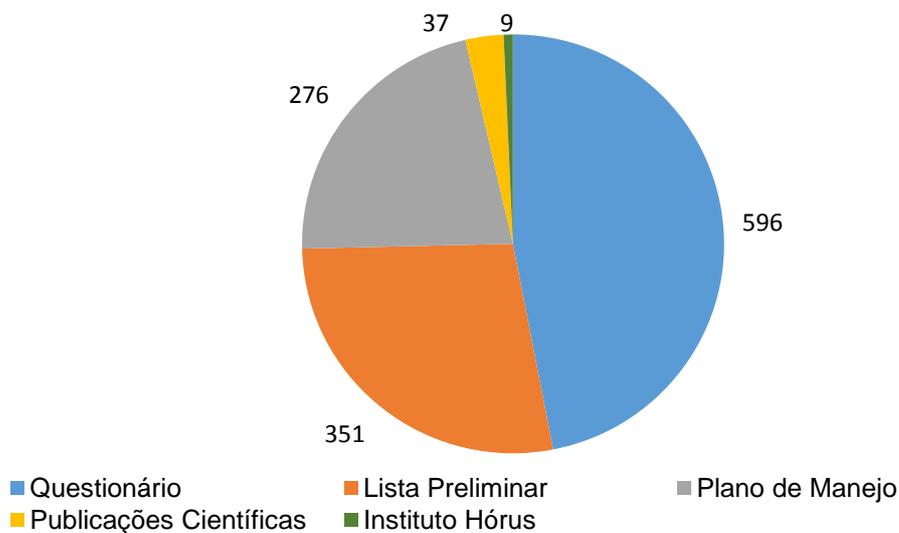


Figura 1. Fonte primária dos registros de ocorrência de todas as espécies indicadas como exóticas nas UC. 'Lista preliminar' (Sampaio & Schmidt 2013); 'Instituto Horus' (2013).

O questionário teve retorno de 136 UC, equivalendo a 42,5% das UC, sendo que 16 (11,7%) indicaram não haver registro de EEI da fauna (Anexo 2). De todos os 139 Planos de Manejo disponíveis no sítio do ICMBio consultados, 86 (61,8%) indicaram registros de ocorrência de EEI da fauna. Também foram levantadas informações de 13 artigos científicos e 1 livro, além de consulta à lista de EEI elaborada pelo Instituto Hórus.

Espécies identificadas

1 – Todas as espécies listadas

Ao total, 153 espécies foram citadas como exóticas em UC federais (Figura 2). Na maioria dos casos, uma mesma espécie foi registrada em diversas UC. Destas, cinco foram mencionadas apenas pelo nome popular, não sendo possível identificar a espécie, das quais quatro foram desconsideradas, por impossibilitar a busca bibliográfica sobre sua ocorrência natural (Tabela 1). Apenas o tucunaré foi considerado, uma vez que todas as espécies são do gênero *Cichla*, endêmico da Amazônia, possibilitando a identificação de informações

sobre ocorrência natural e impactos (ver Discussão). Todas as espécies domésticas citadas com nomes populares (ex.: gado, cabra, cachorro) foram identificadas e consideradas.

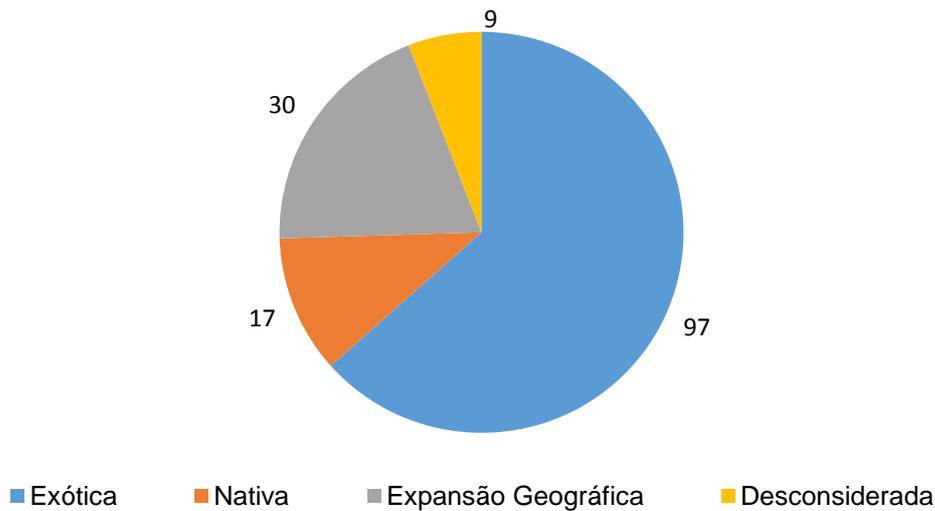


Figura 2. Total de espécies citadas como exóticas nas UC pelas fontes de registros, e classificação destas espécies de acordo com a identificação de sua área de ocorrência natural em relação à(s) UC em que foram citadas. As espécies desconsideradas são aquelas para as quais não foi possível constatar a área de ocorrência natural da espécie em relação à região em que a UC está inserida.

Outras sete citações foram feitas apenas pelos gêneros (Tabela 2). Para os gêneros exóticos ao Brasil com espécie registrada neste levantamento devido a outra ocorrência, a espécie foi considerada. Os gêneros de ampla distribuição natural no Brasil foram desconsiderados, por ser necessária a correta identificação da espécie para a constatação da ocorrência natural. O único caso considerado foi do gênero *Cichla*, pelo mesmo motivo citado acima. Outro caso específico se refere aos anfíbios em Fernando de Noronha: em diferentes publicações foram citadas ocorrências de duas espécies de hilídeos (gênero *Scinax*), totalizando citações de quatro espécies deste gênero. Contudo, neste trabalho foram consideradas apenas duas espécies: *Scinax pachycrus* e *S. grupo ruber*, o que será explicado na seção Discussão.

Tabela 1. Lista de registros em que a espécie foi citada apenas pelo nome popular, e a ocorrência considerada para a espécie.

Nome-popular	UC	Fonte de registro	Ocorrência considerada	Justificativa
Peixe-sapo	APA de Guaraqueçada	Questionário	Desconsiderada	Espécie não identificada
Bagre ariaçu ou bagre do mangue	RESEX de Canavieiras	Questionário	Desconsiderada	Espécie não identificada
Peixes da família Gobiidae	RESEX Marinha de Soure	Questionário	Desconsiderada	Espécie não identificada
Piranha	REBIO de Sooretama	Questionário	Desconsiderada	Espécie não identificada
Tucunaré	PARNA de Brasília	Plano de Manejo	<i>Cichla</i> sp.	Todas espécies de tucunaré (<i>Cichla</i>) são endêmicas da Amazônia

Em outros casos, gestores indicaram espécies amazônicas como exóticas a UC neste Bioma: tucunarés (*Cichla monoculus*) no PARNA Montanhas do Tumucumaque (AP e PA), na FLONA do Amapá (AP) e na APA do Igarapé Gelado (PA), e tartaruga-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*) na RESEX do Riozinho do Anfrísio (PA). Não foram encontrados registros de ocorrência natural ou de introdução de tucunaré nos rios indicados, assim, o entendimento dessa espécie como exótica nestas UC foi desconsiderado. Especialistas do RAN indicaram a ausência de registros da tartaruga-da-Amazônia na região, sendo possível a existência de alguma barreira impedindo sua distribuição natural neste trecho do rio, contudo, por falta de informações e confirmação sobre sua introdução, a espécie foi desconsiderada.

Nos questionários, alguns gestores indicaram a ocorrência de certas espécies como exóticas à região em que a UC está inserida, pela recente identificação da espécie na área ou por indicações não-documentais de introduções (informados por residentes da UC, pescadores tradicionais, vigilantes). Estas espécies não haviam sido registradas como exóticas em nenhuma outra localidade e não foi constatada a ocorrência ou estabelecimento destas espécies na área, ou não há evidências de que seria de fato exótica. Portanto, devido à falta de informações sobre a introdução ou distribuição destas espécies nas áreas em que foram citadas, elas foram desconsideradas: quati (*Nasua nasua*) na REBIO Arvoredo (SC) e ouriço-branco (*Tripneustes ventricosus*) na REBIO Atol das Rocas (RN).

Dessa forma, das 153 espécies inicialmente listadas, foi possível avaliar a ocorrência natural de 144, e as espécies foram classificadas em três categorias listadas e explicadas a seguir.

Tabela 2. Lista de espécies citadas apenas pelo gênero, nos registros usados neste trabalho.

Gênero	UC	Fonte de registro	Ocorrência Considerada	Justificativa
<i>Clarias</i> sp.	PARNA de Ilha Grande	Plano de Manejo	<i>Clarias gariepinus</i>	Única espécie do gênero registrada no Brasil, neste trabalho.
<i>Tilapia</i> sp.	APA da Bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado	Plano de Manejo	<i>Tilapia rendalli</i>	Única espécie do gênero registrada no Brasil, neste trabalho.
<i>Tilapia</i> sp.	PARNA da Chapada Diamantina	Plano de Manejo	<i>Tilapia rendalli</i>	Única espécie do gênero registrada no Brasil, neste trabalho.
<i>Oncorhynchus</i> sp.	PARNA da Chapada Diamantina	Plano de Manejo	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Única espécie do gênero registrada no Brasil, neste trabalho. A espécie <i>O. mykiss</i> foi citada na lista preliminar para esta UC. Gênero nativo do Brasil, com espécies de ampla distribuição (ex.: <i>R. quelen</i>). Sem a identificação da espécie, não há como confirmá-la como exótica a UC.
<i>Rhamdia</i> sp.	FLONA de Ibirama	Plano de Manejo	Desconsiderada	
<i>Cichla</i> sp.	APA da Bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado	Plano de Manejo	<i>Cichla</i> sp.	O gênero <i>Cichla</i> é endêmico da Amazônia, logo, qualquer espécie desse gênero será exótica fora deste bioma.
<i>Curimata</i> sp.	REBIO de Sooretama	Questionário	Desconsiderada	Gênero com ampla distribuição no Brasil. Sem a identificação da espécie, não há como confirmá-la como exótica a UC.

2 – Espécies nativas

Dezessete espécies foram identificadas como nativas às regiões das UC para as quais foram citadas (Tabela 3). Alguns gestores informaram a ocorrência de algumas espécies que são reconhecidamente introduzidas em outras áreas mas que ocorrem naturalmente na região daquelas UC ou podem ser facilmente confundidas com espécies nativas da região.

3 – Espécies em expansão geográfica

Trinta espécies, citadas em 94 registros, tiveram sua distribuição geográfica expandida devido a alterações ambientais decorrentes de ações antrópicas (Tabela 3). Estas espécies não foram consideradas exóticas, uma vez que sua distribuição geográfica foi expandida de forma natural, sem o auxílio de transporte humano, embora normalmente esta expansão geográfica tenha sido facilitada por transformações da paisagem fruto de ações humanas. Portanto, foram classificadas como espécies em expansão geográfica, uma vez que a introdução por humanos difere da natural expansão da distribuição da espécie, como será melhor descrito na seção Discussão.

Estas são espécies típicas de ambientes abertos encontradas nos biomas com características semelhantes (Cerrado, Caatinga, Pantanal e Pampa) ou em paisagens alteradas ou desmatadas em biomas tipicamente florestais (Mata Atlântica e Amazônia). Por exemplo, os Planos de Manejo da REBIO Poço das Antas (RJ/2005) e da APA de Petrópolis (RJ/2007), localizadas inteiramente no bioma Mata Atlântica, classifica algumas espécies de aves como espécies invasoras (não informando se são exóticas ou não). Contudo, a partir de levantamento bibliográfico, foi possível identificar que estas espécies são de ampla distribuição ou de ocorrência típica de áreas abertas e campos, sendo beneficiadas pela alteração de habitat, como o avanço de áreas agrícolas e pastagens, comuns nesta UC. Assim, o desmatamento eliminou a floresta que atuava como barreira natural, permitindo a colonização de novos territórios apropriados, por espécies oportunistas de áreas abertas. Casos semelhantes, também foram relatados em UC no bioma Amazônia.

4 – Espécies Exóticas (EE)

Foram identificadas 97 espécies exóticas às regiões onde cada UC está inserida, após a exclusão das espécies nativas e das em expansão geográfica da listagem. Ou seja, das 145 espécies inicialmente indicadas como exóticas, cerca de 67% são de fato exóticas. Para o melhor entendimento, as EE foram classificadas em cinco grupos: (a) domésticas, (b) não-invasoras, (c) potencialmente invasoras, (d) invasoras em ilhas oceânicas e (e) invasoras.

Tabela 3. Lista de espécies nativas e em expansão geográficas, que foram citadas como exóticas nas fontes de registro. Class.: Classificação; N: Nativa; EG: Expansão Geográfica; Ter: Terrestre; Aqu: Aquático.

Espécie	Nome-popular	Origem/Expansão Geográfica	Família	Tipo de hábitat	Class.	Referência
Classe Actinopterygii						
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	América Central e América do Sul (ampla distribuição)	Erythrinidae	Aqu	N	Berra 2007; Maria 2007; Froese & Pauly 2014.
<i>Hoplosternum littorale</i>	Tamoatá, caborja	América do Sul (ampla distribuição leste-andina)	Callichthyidae	Aqu	N	Boujard et al. 1990; Hostache & Mol. 1998; Caldeira et al. 2007; Reis 2003; Bizerril 1999.
<i>Poecilia vivipara</i>	Barrigudinho	América do Norte, Central e América do Sul (ampla distribuição)	Poeciliidae	Aqu	N	Nascimento 1984; Bertaco 2009; Santos et al. 2011; Sampaio et al. 2012; Brito et al. 2013; Froese & Pauly 2014.
<i>Semaprochilodus insignis</i>	Jaraqui-de-escama-grossa	Bacia Amazônica (Região Hidrográfica Amazônica)	Prochilodontidae	Aqu	N	Eiras et al. 2005; Froese & Pauly 2014.
Classe Aves						
<i>Athene cunicularia</i>	Coruja-buraqueira	América do Sul (áreas abertas)	Strigidae	Ter	EG	Sick 1997; König et al. 1999; Gomes et al. 2013.
<i>Bubulcus ibis</i>	Garça-vaqueira	Ásia, Europa e África	Ardeidae	Ter	EG	Sick 1997; Fontoura et al. 2013.
<i>Buteo albicaudatus</i>	Gavião-de-rabo-branco, gavião-fumaça	América do Norte, Central e do Sul (áreas abertas)	Accipitridae	Ter	EG	Sick 1997; Aleixo & Poletto 2007; Carvalho & Marini 2007.
<i>Cariama cristata</i>	Seriema	América do Sul (áreas abertas)	Cariamidae	Ter	EG	Gonzaga 1996; Dário et al. 2002; Bruno & Bard 2012.
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	Garibaldi	América do Sul (áreas abertas)	Icteridae	Ter	EG	Beltrame 2006; Fraga 2011; Manica et al. 2010; Silva et al. 2013; Mallet-Rodrigues et al. 2008.
<i>Crotophaga ani</i>	Anu-preto	América do Norte, Central e do Sul (áreas abertas)	Cuculidae	Ter	EG	Balch 1979; Lees & Peres 2006; Mahood et al. 2012; BirdLife International 2012.
<i>Elanus leucurus</i>	Gavião-peneira	América do Norte, Central e do Sul (áreas abertas)	Accipitridae	Ter	EG	Mahood et al. 2012; Aleixo & Poletto 2007; BirdLife International 2012.
<i>Emberizoides herbicola</i>	Canário-do-campo	América Central e do Sul (áreas abertas)	Thraupidae	Ter	EG	Willis 1992; Ridgely & Tudor 1994; Borges et al. 2001; BirdLife International 2012.
<i>Fluvicola nengeta</i>	Lavadeira-mascarada	América do Sul (áreas abertas)	Tyrannidae	Ter	EG	Araújo et al. 2006; Periquito et al. 2008; Simon et al. 1999; Santos 2008; Dario 2010; Quintas-Filho 2011; Bruno & Bard 2012; BirdLife International 2012.
<i>Furnarius figulus</i>	Casaca-de-couro-da-lama	América do Sul (áreas abertas)	Furnariidae	Ter	EG	Sick 1997; Bruno & Bard 2012.
<i>Gnorimopsar chopi</i>	Melro	América do Sul (áreas abertas)	Icteridae	Ter	EG	Jaramillo & Burke 1999; BirdLife

Espécie	Nome-popular	Origem/Expansão Geográfica	Família	Tipo de hábitat	Class.	Referência
<i>Gubernetes yetapa</i>	Tesoura-do-brejo	América do Sul (áreas abertas)	Tyrannidae	Ter	EG	International 2012.
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Macauã	América do Norte, Central e do Sul (áreas abertas)	Falconidae	Ter	EG	BirdLife International 2012; Morante-Filho et al. 2014.
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	Vite-vite-de-olho-cinza	Brasil (Cerrado e Mata Atlântica)	Vireonidae	Ter	N	Stotz 1996; Sick 2001; BirdLife International 2012.
<i>Machetornis rixosa</i>	Bem-te-vi-dogado	América do Sul (áreas abertas)	Tyrannidae	Ter	EG	Raposo et al. 1998; BirdLife International 2012.
<i>Melanerpes candidus</i>	Birro	América do Sul (áreas abertas)	Picidae	Ter	EG	Ridgely & Tudor 1994; Sick 1997; BirdLife International 2012.
<i>Mimus saturninus</i>	Sabiá-do-campo	América do Sul (ampla distribuição)	Mimidae	Ter	N	Silveira 2008; BirdLife International 2012.
<i>Myiopsitta monachus</i>	Caturrita	América do Sul (áreas abertas)	Psittacidae	Ter	EG	Sick 1997; BirdLife International 2012.
<i>Nemosia pileata</i>	Saíra-de-chapéu-preto	América do Sul (áreas abertas)	Thraupidae	Ter	EG	Belton 1994; BirdLife International 2012; Bruno & Bard 2012; Collar & Bonan 2013.
<i>Nystalus chacuru</i>	João-bobo	América do Sul (áreas abertas)	Bucconidae	Ter	EG	Amorim & Piacentini 2007; BirdLife International 2012; Bruno & Bard 2012.
<i>Patagioenas picazuro</i>	Pombão, asa-branca	América do Sul (áreas abertas)	Columbidae	Ter	EG	Silveira 2009; BirdLife International 2012.
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	João-de-pau	América do Sul (áreas abertas)	Furnarioidea	Ter	EG	Alvarenga 1990; BirdLife International 2012; Bruno & Bard 2012.
<i>Phaeoprogne tapera</i>	Andorinha-do-campo	América do Sul (áreas abertas)	Hirundinidae	Ter	N	Sibley & Monroe 1990; Ridgely & Tudor 1994; Sick 1997; BirdLife International 2012; Costa et al. 2014.
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	Garrincão-pai-avô, garrincha-de-bigode	América do Sul (áreas semi-abertas)	Troglodytidae	Ter	EG	Turner 2004; BirdLife International 2012.
<i>Sicalis luteola</i>	Tipio	América do Norte, Central e América do Sul (áreas abertas)	Thraupidae	Ter	EG	Ridgely & Tudor 1994; Kroodsma & Brewer 2005; Bruno & Bard 2012.
<i>Sporophila lineola</i>	Bigodinho	América do Sul (Ampla distribuição migratória)	Thraupidae	Ter	N	Zalba & Cozzani 2004; Isacch et al. 2005; BirdLife International 2012.
<i>Sturnella supercilialis</i>	Polícia-inglesa-do-sul	América do Sul (áreas abertas e ambiente úmidos)	Icteridae	Ter	EG	Schwartz 1975; Silva 1995; Sick 1997; BirdLife International 2012.
<i>Synallaxis albescens</i>	Uipí	América Central e do Sul (áreas abertas)	Furnariidae	Ter	EG	Canevari et al 1991; Ridgely & Tudor 1994; Sick 1997; Fraga 2011b.
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Maria-faceira	América do Sul (áreas abertas)	Ardeidae	Ter	EG	Vaurie 1980; BirdLife International 2012.
						Meyer de Schauensee 1982; Sibley & Monroe 1990; Del Hoyo et al. 1992; Sick 1997; BirdLife International 2012.

Espécie	Nome-popular	Origem/Expansão Geográfica	Família	Tipo de hábitat	Class.	Referência
<i>Todirostrum cinereum</i>	Relógio, ferreirinho-relógio	América do Norte, Central e América do Sul (áreas abertas)	Rhynchocyclidae	Ter	EG	Ridgely & Tudor 1994; Sick 1997; Bosso 2001; Walther 2004; BirdLife International 2012.
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	Bicho-chato-amarelo	América do Sul (ampla distribuição)	Rhynchocyclidae	Ter	N	Sick 1997; Caballero 2004; BirdLife International 2012.
<i>Vanellus chilensis</i>	Quero-quero	América Central e do Sul (ampla distribuição)	Charadriidae	Ter	N	Sick 1997; BirdLife International 2012.
<i>Xolmis velatus</i>	Noivinha-branca	América do Sul (áreas abertas)	Tyrannidae	Ter	EG	Sick 1997; Ridgely & Tudor 1994; Piacentini et al. 2004; BirdLife International 2012.
<i>Zenaida auriculata</i>	Avoante, pomba-de-bando	América Central e do Sul (ampla distribuição)	Columbidae	Ter	N	BirdLife International 2012; Baptista et al. 2013.
Classe Chondrichthyes						
<i>Potamotrygon falkneri</i>	Arraia-pintada	Bacia do Rio Paraná (Região Hidrográfica do Paraná)	Potamotrygonidae	Aqu	N	Góes de Araújo 2009; Silva & Carvalho 2011; Froese & Pauly 2014.
<i>Potamotrygon motoro</i>	Arraia-de-fogo	Bacia Amazônica e Orinoco (Região hidrográfica Amazônica), Bacia do Rio Paraná (Região Hidrográfica do Paraná) e Bacia do rio Paraguai (Região Hidrográfica do Paraguai)	Potamotrygonidae	Aqu	N	Carvalho et al. 2003; Drioli & Chiaramonte 2005; Loboda 2010; Froese & Pauly 2014.
<i>Potamotrygon schuhmacheri</i>	Arraia	Bacia do Rio Paraná (Região Hidrográfica do Paraná)	Potamotrygonidae	Aqu	N	Loboda et al. 2013; Froese & Pauly 2014.
Classe Mammalia						
<i>Callithrix geoffroyi</i>	Sagui-da-cara-branca	Mata Atlântica (sul da Bahia, Espírito Santo e oeste de Minas Gerais)	Cebidae	Ter	EG	Rylands et al. 1993; Vivo 1991; Mendes 1995; Passamani & Rylands 2000.
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	América do Sul (áreas abertas)	Canidae	Ter	EG	Dietz 1985; Moreira et al. 2008.
<i>Sapajus nigritus</i>	Macaco-prego	Mata Atlântica Sul e Sudeste (entre o Rio Doce e Rio Paraná)	Cebidae	Ter	N	Printes et al. 2001; Silva Junior 2001; Ludwig et al. 2005; Vilanova et al. 2005.
Classe Reptilia						
<i>Ameiva ameiva</i>	Calango-verde	América Central e do Sul (áreas abertas)	Teiidae	Ter	EG	Peters & Donoso-Barros 1986; Schwartz & Henderson 1991; Ávila-Pires 1995; Sartorius et al. 1999.
<i>Caiman latirostris</i>	Jacaré-do-papo-amarelo	Bacias do Rio Paraná, Paraguai e do Rio São Francisco e sistemas de drenagem costeira, do nordeste do Brasil até o Uruguai (Regiões Hidrográficas do Paraná, Paraguai e Rio São Francisco)	Alligatoridae	Ter	N	Verdade & Piña 2006; Verdade 2001; Coutinho et al. 2013.

a – Espécies Exóticas Domésticas

Foram apontadas 14 espécies em estado doméstico (Tabela 4). Destas, oito foram consideradas apenas domésticas por terem ocorrência associada a moradias de residentes na UC ou entorno, tendo a sobrevivência dependente da presença humana. As demais espécies foram registradas em estado doméstico e também feral, e nestes casos, foram consideradas como invasoras nas UC correspondentes. São elas: *Canis familiaris* (cão), *Felis catus* (gato), *Capra hircus* (cabra), *Bubalus bubalis* (búfalo), *Equus asinus* (jumento) e *Sus scrofa* (porco ou javali). Estas espécies foram classificadas de acordo com sua situação na UC: feral, doméstica ou dúvida (quando não foi possível identificar a situação da espécie na UC), sendo que esta última forma de classificação ocorreu em 89 UC.

O Boi (*Bos taurus*) foi a espécie doméstica registrada em maior quantidade de UC (N=40), seguida pelo cachorro *Canis familiaris* (N=35) e cavalo *Equus caballus* (N=23). Contudo, caso os registros 'em dúvida' forem todos de situação doméstica, o cachorro seria a espécie com ocorrência citada no mais número de UC (N=101), seguida pelo gato (*Felis catus*) (N=75).

Todas as espécies domésticas identificadas neste trabalho são mamíferos ou aves todas terrestre, associadas às residências dos moradores das UC e em baixa quantidade ou em grandes criações, como pecuária bovina ou caprinocultura.

Tabela 4. Lista de Espécies Exóticas Domésticas. "Nº de UC Dom" indica a quantidade de UC com registros de ocorrência da espécie em estado doméstico. "Nº de UC Duv" indica a quantidade de UC em que não foi possível identificar se a espécie era feral ou doméstica."Nº Total de UC" indica a quantidade total de UC com ocorrência de espécies em estado doméstico e em dúvida (somando os valores das colunas anteriores). Ter: Terrestre; Aqu: Aquático. ¹ = Espécies também citadas em estado feral, os registros destas espécies ferais estão listados na tabela 8.

Espécie	Nome-Popular	Origem/Ocorrência Natural	Família	Tipo de hábitat	Nº de UC Dom	Nº de UC Duv	Nº Total de UC
Classe Aves							
<i>Anas platyrhynchos domesticus</i>	Pato-doméstico	Migrador. Ásia, América do Norte e Central, África, Europa	Anatidae	Ter	2	-	2
<i>Anser anser</i>	Ganso-comum	Ásia, Europa e África	Anatidae	Ter	1	-	1
<i>Gallus gallus</i>	Galinha	Ásia	Phasianidae	Ter	8	-	8
<i>Meleagris gallopavo</i>	Peru	América do Norte	Phasianidae	Ter	2	-	2
<i>Numida meleagris</i>	Galinha d'Angola	África	Numididae	Ter	1	-	1
Classe Mammalia							
<i>Bos taurus</i>	Gado	Ancestral direto: Europa, Ásia	Bovidae	Ter	40	-	40
<i>Bubalus bubalis</i> ¹	Búfalo	Ásia	Bovidae	Ter	6	14	20
<i>Canis familiaris</i> ¹	Cachorro	Ancestral direto: América do norte	Canidae	Ter	35	66	101
<i>Capra hircus</i> ¹	Cabra	Ancestral direto: Ásia	Bovidae	Ter	8	11	19
<i>Equus caballus</i>	Cavalo	Ancestral direto: Europa e Ásia	Equidae	Ter	23	-	23
<i>Equus asinus</i> ¹	Jumento	Ancestral direto: África	Equidae	Ter	1	2	3
<i>Felis catus</i> ¹	Gato	Ancestral direto: África	Felidae	Ter	24	51	75
<i>Ovis aries</i>	Ovelha	Ancestral direto: Europa	Bovidae	Ter	6	-	6
<i>Sus scrofa</i> ¹	Porco/javali	Europa e Ásia	Suidae	Ter	12	11	23

b – Espécies Exóticas Não-Invasoras

Apenas 13 EE foram consideradas não-invasoras, por não constarem no banco de dados ISSG/GISD, e porque não foi encontrado nenhum registro de impacto causado devido à sua introdução em uma nova localidade (Tabela 5). A maioria destas é de invertebrados (N=10), sendo a espécie *Agabifornius lentus*, um crustáceo terrestre, aquela com maior número de registro em UC.

Tabela 5. Lista de Espécies Exóticas Não-Invasoras. “Nº de UC” indica a quantidade de UC com registros de ocorrência da espécie. Ter: Terrestre; Aqu: Aquático.

Espécie	Nome-Popular	Origem/Ocorrência Natural	Família	Tipo de hábitat	Nº de UC
Classe Actinopterygii					
<i>Omobranchus punctatus</i>	Muzzled blenny	Oceano Indo-Pacífico	Blenniidae	Aqu	1
<i>Polycentropsis abbreviata</i>	Peixe-folha	África	Nandidae	Aqu	1
Classe Aves					
<i>Melopsittacus undulatus</i>	Periquito-australiano	Oceania (Austrália)	Psittacidae	Ter	2
Classe Insecta					
<i>Drosophila ananassae</i>	Mosca	Ásia	Drosophilidae	Ter	1
<i>Drosophila busckii</i>	Mosca	Europa e Ásia	Drosophilidae	Ter	2
<i>Drosophila hydei</i>	Mosca	América do Norte	Drosophilidae	Ter	1
<i>Drosophila malerkotliana</i>	Mosca	Ásia e Oceania (Indo-Pacífico)	Drosophilidae	Ter	3
<i>Drosophila melanogaster</i>	Mosca	África	Drosophilidae	Ter	1
<i>Drosophila simulans</i>	Mosca	África	Drosophilidae	Ter	2
<i>Scaptodrosophila latifasciaeformis</i>	Mosca	África	Drosophilidae	Ter	1
Classe Malacostraca					
<i>Agabifornius lentus</i>	Tatuzinho-de-jardim	Europa	Porcellionidae	Ter	10
<i>Talitroides topitotum</i>	Anfípodo	Região Indo-Pacífica	Talitridae	Ter	1
Classe Ophiuroidea					
<i>Ophiothela mirabilis</i>	Brittle star	Oceano Pacífico	Ophiothrichidae	Aqu	2

c – Espécies Exóticas Potencialmente Invasoras

Apesar da ausência de artigos indicando impactos causados por algumas espécies, 12 espécies foram consideradas potencialmente invasoras devido a semelhanças com EEI já reconhecidas mundialmente (Tabela 6).

Espécies congêneres de EEI também foram incluídas nesta categoria, por partilharem de características semelhantes: o peixe *Poecilia sphenops* (a EEI *P. reticulata* tem efeitos negativos em espécies nativas por competição intensa e predação de ovos, além de ser hospedeira de parasitas), a tartaruga-tigre-d'água *Trachemys dorbigni* (a EEI *T. scripta* é considerada uma dentre as 100 piores invasoras do mundo, por predação e competição intensa com espécies nativas) e o peixe *Xiphophorus helleri* (a EEI *X. maculatus* causa impactos em espécies nativas por competição e transmissão de parasitas) (Tabela 6). A lagartixa *Hemidactylus mabouia* foi a espécie desta categoria registrada em maior número de UC (N=11).

Tabela 6. Lista de Espécies Exóticas Potencialmente Invasoras, com as características que as enquadram nessa categoria. “Nº de UC” indica a quantidade de UC em que houve registros de ocorrência da espécie. Ter: Terrestre; Aqu: Aquático.

Espécie	Nome-Popular	Origem/Ocorrência Natural	Família	Tipo de hábitat	Características	Nº de UC	Referência
Classe Actinopterygii							
<i>Colossoma macropomum</i>	Tambaqui	Bacia Amazônica e do Orinoco (Região hidrográfica Amazônica)	Characidae	Aqu	Resistente a doenças, herbívoro agressivo, registros de impactos em plantações de arroz, alimenta-se de moluscos podendo impactar populações nativas, hibridiza com outras espécies	1	Herder et al. 2012; Cagauan 2007; Andrade et al. 2014; Moraes et al. 2006.
<i>Hoplias lacerdae</i>	Trairão	Bacia do rio Ribeira de Iguape nos estados de São Paulo e Paraná	Erythrinidae	Aqu	Potencial invasor médio, predador, possível responsável por redução de diversidade de peixes	3	Troca & Vieira 2012; Alves et al. 2007.
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Piavuçu, piauçu	Bacia do rio Paraguai	Anostomidae	Aqu	Grande tamanho corporal, pode competir por alimento e abrigo, pode hibridizar com espécies nativas	1	Alves et al. 2007.
<i>Poecilia sphenops</i>	Molly ou topote mexicano	América Central	Poeciliidae	Aqu	Adultos extremamente agressivos com outros peixes, bom competidor, pode hibridizar com outras espécies, EEI de mesmo gênero	1	Linaugo et al. 2010; Alves et al. 2007.
<i>Xiphophorus heleeri</i>	Peixe-espada	América Central	Poeciliidae	Aqu	Territorialista, agressivo, hábito alimentar generalista (algas, invertebrados aquáticos e terrestres), pode hibridizar com espécies nativas, em associação com outras espécies exóticas pode alterar a comunidade aquática, EEI de mesmo gênero	1	Franck & Ribowski 1993; Arthington 1989; Arthington et al. 1983; Warburton & Madden 2003; Alves et al. 2007.
Classe Insecta							
<i>Drosophila immigrans</i>	Mosca	Ásia	Drosophilidae	Ter	Potencial de substituição de drosofilídeos nativos endêmicos	2	Borges et al. 2013.
<i>Lagria villosa</i>	Idiamin ou bicho-capixaba	África	Tenebrionidae	Ter	Peste agrícola	1	Fermino et al. 2014; Goll et al. 2012.
<i>Periplaneta americana</i>	Barata	Ancestral Direto: África	Blattidae	Ter	Pode ser vetor de doenças, pode ser considerada uma peste	2	Causton et al. 2006; Yan et al. 2001; Wyckhuys et al. 2013
<i>Sirex noctilio</i>	Vespa-de-madeira	Europa, Ásia e África	Siricidae	Ter	Perfura a madeira, e em associação simbiótica com o fungo <i>Amylostereum areolatum</i> , produz muco fitotóxico que mata árvores	2	Madden 1988.

Espécie	Nome-Popular	Origem/Ocorrência Natural	Família	Tipo de hábitat	Características	Nº de UC	Referência
Classe Malacostraca							
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Camarão-gigante-damalásia	Pacífico (região Indo-Malásia)	Palaemonidae	Aqu	Altas taxas de fecundidade e fertilidade, grande tamanho corporal, comportamento territorial, dieta larval de zooplâncton e adulta é onívora	8	Silva-Oliveira et al. 2011; da Silva et al. 2004; New et al. 2000.
Classe Reptilia							
<i>Hemidactylus mabouia</i>	Lagartixa	África	Gekkonidae	Ter	Possível causador de extinção local e impactos negativos em lagartos nativos, pode transmitir parasitas a espécies nativas.	11	Barbo 2008; Anjos et al. 2007; Rodder et al. 2008; Short & Petren 2012.
<i>Trachemys dorbigni</i>	Tartaruga tigre d'água	Uruguai, Argentina, Brasil (RS/SC) Região hidrográfica do Atlântico Sul	Emydidae	Ter	EEL de mesmo gênero entre as 100 dentre as piores espécies invasoras no mundo	1	Lowe 2000.

d – Espécies Exóticas em Ilhas Oceânicas

Para dez espécies, não foram encontrados artigos indicando impactos causados, e são espécies que não apresentam características que as enquadrem como potencialmente invasoras, contudo, os registros de ocorrência destas espécies foram feitos em ilhas oceânicas, o que por si só desperta preocupações. Devido à alta susceptibilidade a invasões de ambientes insulares (Elton 1958; Levine & D’Antonio 1999; Mack et al. 2000; Kennedy et al. 2002; Wong 2005; Reaser et al. 2007), estas espécies foram reunidas em uma categoria específica, pois podem se tornar invasoras nestes ambientes (Tabela 7), mesmo sem nenhuma evidência a partir de outros ambientes. Logo, apesar de não serem consideradas invasoras, merecem atenção especial por serem exóticas introduzidas em ambientes insulares. Estas espécies foram registradas em apenas três UC de Ilhas oceânicas (REBIO Atol das Rocas [RN], APA Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo e PARNA Marinho de Fernando de Noronha [PE]). Apenas o escorpião *Isometrus maculatus* foi registrado nas três UC, todas as outras nove espécies foram indicadas em duas UC (APA e PARNA de Fernando de Noronha) que abrangem ilhas do mesmo arquipélago.

Tabela 7. Lista de Espécies Exóticas em ilhas oceânicas. “Nº de UC” indica a quantidade de UC em que houve registros de ocorrência da espécie. Ter: Terrestre; Aqu: Aquático.

Espécie	Nome-Popular	Origem/Ocorrência Natural	Família	Tipo de hábitat	Nº de UC
Classe Amphibia					
<i>Rhinella jimi</i>	Sapo-cururu	Caatinga (continente)	Bufoidea	Ter	2
<i>Scinax grupo ruber</i>	Perereca-de-banheiro	América do Sul (continente)	Hylidae	Ter	2
<i>Scinax pachycrus</i>	Perereca-de-banheiro	Caatinga (continente)	Hylidae	Ter	2
Classe Arachnida					
<i>Isometrus maculatus</i>	Escorpião	Ásia e Oceania (Indo-Malásia)	Buthidae	Ter	3
<i>Tityus stigmurus</i>	Escorpião	Caatinga e Cerrado (continente)	Buthidae	Ter	2
Classe Aves					
<i>Aratinga jandaya</i>	Jandaia	Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica Nordestina (Continente)	Psittacidae	Ter	2
<i>Paroaria dominicana</i>	Galo-de-campina, cardeal do nordeste	Caatinga (Continente)	Thraupidae	Ter	2
<i>Sicalis flaveola</i>	Canário-da-terra-verdadeiro	América Central e América do Sul (continente)	Thraupidae	Ter	2
<i>Sporophila leucoptera</i>	Chorão, patativa chorona	América do Sul (Continente)	Thraupidae	Ter	2
Classe Insecta					
<i>Chrysomya megacephala</i>	Mosca-varejeira	Ásia e Oceania (Indo-Malásia)	Calliphoridae	Ter	2

e – Espécies Exóticas Invasoras (EEI)

Foram reconhecidas 54 EEI (Tabela 8). Apenas 20 destas foram consideradas invasoras com base na literatura científica, por terem sido identificados efeitos negativos devido a suas introduções em outras regiões.

Tabela 8. Lista de Espécies Exóticas Invasoras (EEI). “Nº de UC” indica a quantidade de UC em que houve registros de ocorrência da espécie. “Período de introdução” indica o período da introdução da espécie no Brasil ou em outros biomas e bacias. Ter: Terrestre; Aqu: Aquático; AS: Espécie Exótica à América do Sul; BB: Espécie Exótica ao Bioma, Bacia Hidrográfica ou Região (alóctone); I: Espécie Exótica a Ilha; NI: Não-Identificado

Espécie	Nome-Popular	Origem	Família	Tipo de hábitat	Tipo de Exótica	GISD	IUCN	Artigo científico	Período de introdução	Motivos de Introduções	Nº de UC
Classe Actinopterygii											
<i>Aristichthys nobilis</i>	Carpa-cabeça-grande	Ásia	Cyprinidae	Aqu	AS	X			1979	Aquicultura	10
<i>Astronotus ocellatus</i>	Apaiari, Acará-Açu	Região Hidrográfica Amazônica	Cichlidae	Aqu	BB			X	1938	Aquicultura; Pesca desportiva	1
<i>Cichla monoculus</i>	Tucunaré-comum	Região Hidrográfica Amazônica	Cichlidae	Aqu	BB			X	Após 1960	Aquicultura; Pesca desportiva	2
<i>Cichla</i> sp.	Tucunaré	Região Hidrográfica Amazônica	Cichlidae	Aqu	BB			X	Déc. 1940	Aquicultura; Pesca desportiva	3
<i>Cichla temensis</i>	Tucunaré-açu, tucunaré-amarelo	Região Hidrográfica Amazônica	Cichlidae	Aqu	BB			X	NI	Aquicultura; Pesca desportiva	1
<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre-africano	África	Clariidae	Aqu	AS	X			Déc. 1990	Aquicultura; Pesca desportiva	15
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpa-capim	Ásia	Cyprinidae	Aqu	AS	X			1986	Aquicultura; Controle Biológico	12
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa-comum	Ásia e Europa	Cyprinidae	Aqu	AS	X	X		1882	Aquicultura; Ornamental	21
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Carpa-prateada	Ásia	Cyprinidae	Aqu	AS	X			1979	Aquicultura; Pesca desportiva	7
<i>Ictalurus punctatus</i>	Bagre-do-canal	América do Norte	Ictaluridae	Aqu	AS			X	1972	Aquicultura	2
<i>Micropterus salmoides</i>	Achigã	América do Norte	Centrarchidae	Aqu	AS	X	X		1922	Aquicultura; Pesca desportiva Melhoria	5
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truta-arco-íris	América do Norte	Salmonidae	Aqu	AS	X	X		1949	Ambiental; Pesca desportiva; Aquicultura	14
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia-do-nilo	África	Cichlidae	Aqu	AS	X			1956	Aquicultura; Pesca desportiva	21
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvina	Região hidrográfica Amazônica	Sciaenidae	Aqu	BB			X	Após 1960	Aquicultura; Pesca desportiva	1
<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy,	Região	Poeciliidae	Aqu	BB	X			1922	Ornamental;	8

Espécie	Nome-Popular	Origem	Família	Tipo de hábitat	Tipo de Exótica	GISD	IUCN	Artigo científico	Período de introdução	Motivos de Introduções	Nº de UC
	barrigudinho	hidrográfica Amazônica								Controle Biológico	
<i>Tilapia rendalli</i>	Tilápia	África	Cichlidae	Aqu	AS			X	1956	Aquicultura; Pesca desportiva	34
<i>Xiphophorus maculatus</i>	Peixe-espada	América do Norte e Central	Poeciliidae	Aqu	AS			X	NI	Ornamental	1
Classe Amphibia											
<i>Lithobates catesbeianus</i>	Rã-touro	América do Norte	Ranidae	Ter	AS	X			1935	Criação	16
Classe Anthozoa											
<i>Tubastraea coccinea</i>	Coral-sol	Oceano Pacífico (Fiji)	Dendrophyllidae	Aqu	AS	X			Déc. 1980	Acidental	6
<i>Tubastraea tagusensis</i>	Coral-sol	Oceano Pacífico (Galápagos)	Dendrophyllidae	Aqu	AS			X	Déc. 1990	Acidental	4
Classe Ascidacea											
<i>Styela plicata</i>	Ascídia solitária	Oceano Pacífico (possível)	Styelidae	Aqu	AS	X			1958	Acidental	1
Classe Aves											
<i>Columba livia</i>	Pombo-doméstico	Europa	Columbidae	Ter	AS	X			Após 1500	Animais de estimação	43
<i>Estrilda astrild</i>	Bico-de-lacre	África	Estrildidae	Ter	AS	X			1870	Animais de estimação	22
<i>Passer domesticus</i>	Pardal	Europa	Passeridae	Ter	AS	X			1903	Controle Biológico; Acidental	59
Classe Bivalvia											
<i>Corbicula fluminea</i>	Molusco bivalve, berbigão	Ásia	Corbiculidae	Aqu	AS	X			Déc. 1970	Acidental	5
<i>Isognomon bicolor</i>	Molusco bivalve	Oceano Atlântico (Caribe)	Pteriidae	Aqu	AS			X	1970	Acidental	6
<i>Limnoperna fortunei</i>	Mexilhão-dourado	Ásia	Mytilidae	Aqu	AS	X			1998	Acidental	11
<i>Myoforceps aristatus</i>	Molusco bivalve	Oceano Atlântico	Mytilidae	Aqu	AS			X	2005	Acidental	1

Espécie	Nome-Popular	Origem	Família	Tipo de hábitat	Tipo de Exótica	GISD	IUCN	Artigo científico	Período de introdução	Motivos de Introduções	Nº de UC
		(Caribe)									
Classe Gastropoda											
<i>Achatina fulica</i>	Caramujo-gigante-africano	África	Achatinidae	Ter	AS	X	X		1988	Criação	28
<i>Bradybaena similaris</i>	Molusco, caracol	Ásia	Bradybaenidae	Ter	AS			X	NI	Acidental	8
Classe Insecta											
<i>Apis mellifera</i>	Abelha-Européia	Europa e África	Apidae	Ter	AS	X			1839	Criação	93
<i>Pheidole megacephala</i>	Formiga-cabeçuda	Ancestral direto: África	Formicidae	Ter	AS	X	X		Antes 1858	Acidental	4
<i>Zaprionus indianus</i>	Mosca-do-figo	África	Drosophilidae	Ter	AS			X	1998	Acidental	2
Classe Malacostraca											
<i>Charybdis hellerii</i>	Siri-bidu	Oceano Indo-Pacífico	Portunidae	Aqu	AS	X			1996	Acidental	2
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Camarão-branco-do-Pacífico	Oceano Pacífico (Costa Oriental)	Penaeidae	Aqu	AS			X	Após 1980	Aquicultura	5
Classe Mammalia											
<i>Axis axis</i>	Veado-axis	Ásia	Cervidae	Ter	AS	X			2009	Caça desportiva (no Uruguai)	1
<i>Bubalus bubalis</i>	Búfalo	Ásia	Bovidae	Ter	AS	X			Após 1800	Criação	3
<i>Callithrix jacchus</i>	Sagui-de-tufos-brancos	Caatinga e Mata Atlântica Nordeste	Cebidae	Ter	BB			X	Após 1900	Animais de estimação; Soltura de apreensão	14
<i>Callithrix penicillata</i>	Sagui-de-tufos-pretos	Cerrado	Cebidae	Ter	BB			X	Após 1900	Animais de estimação; Soltura de apreensão	8
<i>Canis familiaris</i>	Cachorro	Ancestral direto: América do norte	Canidae	Ter	AS	X			Após 1500	Animais de estimação	3
<i>Capra hircus</i>	Cabra	Ancestral direto: Ásia	Bovidae	Ter	AS	X	X		Após 1500	Criação	1
<i>Equus asinus</i>	Jumento	Ancestral direto: África	Equidae	Ter	AS			X	1534	Criação	2

Espécie	Nome-Popular	Origem	Família	Tipo de hábitat	Tipo de Exótica	GISD	IUCN	Artigo científico	Período de introdução	Motivos de Introduções	Nº de UC
<i>Felis catus</i>	Gato	Ancestral direto: África	Felidae	Ter	AS	X	X		Após 1822	Animais de estimação	4
<i>Kerodon rupestris</i>	Mocó	Caatinga (continente)	Caviidae	Ter	i			X	Déc. 1960	Caça desportiva	2
<i>Lepus europaeus</i>	Lebre européia	Ásia e Europa	Leporidae	Ter	AS	X			1965	Criação (na Argentina)	19
<i>Mus musculus</i>	Camundongo	Ásia	Muridae	Ter	AS	X	X		Após 1500	Acidental	53
<i>Myocastor coypus</i>	Ratão-do-banhado	Mata Atlântica do sul e Pampa	Echimyidae	Ter	BB	X			2007	Criação	1
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Coelho-bravo	Europa	Leporidae	Ter	AS	X	X		1957	Criação	5
<i>Rattus norvegicus</i>	Ratazana	Ásia	Muridae	Ter	AS	X			Após 1500	Acidental	36
<i>Rattus rattus</i>	Rato	Ásia	Muridae	Ter	AS	X	X		Após 1500	Acidental	42
<i>Saimiri sciureus</i>	Macaco-de-cheiro	Amazônia	Cebidae	Ter	BB			X	1987	Soltura de apreensão	2
<i>Sus scrofa</i>	Javali	Ásia e Europa	Suidae	Ter	AS	X	X		Déc. 1960	Criação	10
Classe Reptilia											
<i>Salvator merianae</i>	Teiú, teju	América do Sul (continente)	Teiidae	Ter	i			X	1950~	Controle Biológico	2
<i>Trachemys scripta</i>	Tartaruga-tigre-d'água-de-orelha-vermelha	América do Norte	Emydidae	Aqu	AS	X	X		Após 1970	Animais de Estimação	10

As outras 34 espécies são reconhecidas mundialmente como invasoras pela ISSG/GISD, devido aos impactos causados por suas introduções em diversas partes do mundo. Destas, 12 estão entre as 100 dentre as piores espécies invasoras do mundo, pelos critérios da IUCN. A ISSG foi a principal fonte de identificação de invasoras. Apenas 13 (24,07%) destas EEI são de invertebrados, sendo 6 do filo Mollusca (2 da classe Gastropoda e 4 da classe Bivalvia), 5 do filo Arthropoda (3 da classe Insecta e 2 da classe Malacostraca) e 2 do filo Cnidaria (classe Anthozoa). Houve apenas uma espécie da classe Ascidacea do filo Chordata. As demais 40 espécies são de vertebrados (74,07%). Peixes e mamíferos (classes Actinopterygii e Mammalia) foram os grupos mais representativos, ambos com 17 espécies, seguido pelas classes Aves (N=3), Reptilia (N=2) e Amphibia (N=1).

Ao considerar o tipo de hábitat, as espécies foram igualmente representativas: 27 espécies terrestres e 27 aquáticas, sendo sete destas marinhas.

A EEI registrada em mais UC foi a abelha-européia (*Apis mellifera*) (N=93), seguida pelo pardal (*Passer domesticus*) (N=59) e camundongo (*Mus musculus*) (N=53). Nove espécies foram registradas em apenas uma UC.

e1 - Motivos de introdução:

Foram identificados os motivos de introdução das 54 EEI. Para algumas espécies, foi identificado mais de um motivo de introdução (N=17), e todos estes foram contabilizados. O principal motivo identificado foi aquicultura ou criação (N=26; Figura 3). Destes, 62% são relativos a aquicultura (N=16), indicando a expressividade deste tipo de introdução, abrangendo 15 espécies de peixes e uma de camarão (*Litopenaeus vannamei*).

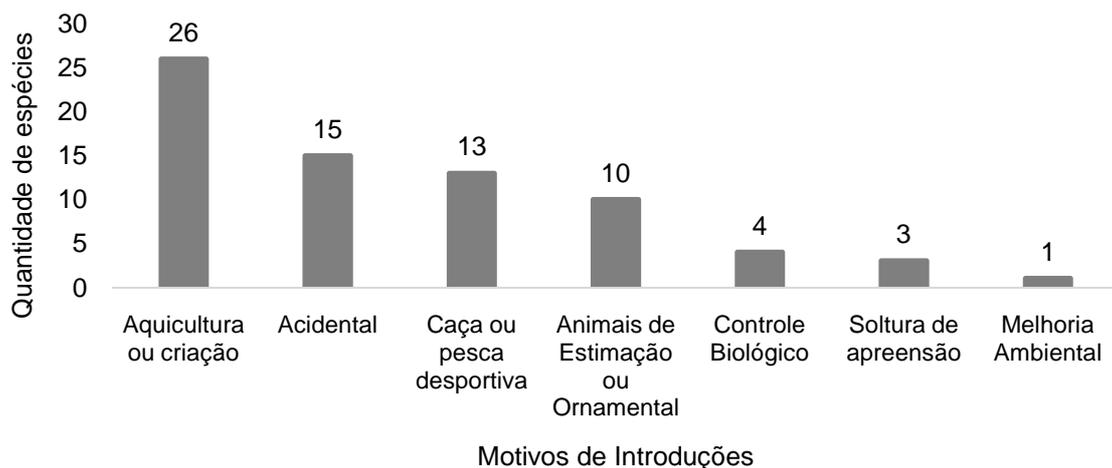


Figura 3. Motivos de Introdução das EEI da fauna no Brasil ou região.

Dentre os peixes, apenas o guppy *Poecilia reticulata* e o plati *Xiphophorus maculatus* não foram introduzidas com a finalidade de aquicultura, e sim como espécies ornamentais.

A pesca esportiva foi a segunda forma de introdução mais relevante identificada para espécies de peixes.

Três espécies foram introduzidas com finalidade de controle biológico: o teiú (*Salvator merianae*), em Fernando de Noronha, introduzido para o controle de ratos; o pardal (*Passer domesticus*), para o controle de mosquitos adultos; e o guppy (*Poecilia reticulata*), para o controle de mosquitos, por predação das larvas.

A introdução acidental foi a segunda razão de introdução mais comum (N=14), envolvendo principalmente espécies aquáticas (N=8). E o motivo de 'melhoria ambiental' foi identificado apenas para uma espécie, a truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*).

e2 - Origens das espécies:

Foram identificadas três situações introdução de espécies exóticas: (i) à América do Sul, originárias de outros continentes ou oceanos além do Atlântico Sul. Aqui estão elencadas todas as espécies nativas de biomas, bacias hidrográficas ou oceanos que não fazem parte do território nacional; (ii) ao Bioma, Região ou Região Hidrográfica em que foram registradas; e (iii) a ilhas, nativas do continente sul-americano mas não às ilhas oceânicas em que foram registradas. A maioria das espécies é exótica à América do Sul (N=42), e apenas dez são exóticas ao bioma, região ou bacia hidrográfica (Tabela 8).

Algumas normativas legais do governo brasileiro classificam como espécies exóticas as de origem de outros países; e como alóctones, as espécies de origem ou ocorrência natural em outras bacias hidrográficas brasileiras (Portaria IBAMA nº 145/1998 e Resolução CONAMA nº 413/2009, por exemplo). Definições geopolíticas não são determinantes da distribuição de espécies, pois não estabelecem barreiras ecológicas e geográficas, afinal, o mesmo bioma ou bacia hidrográfica pode abrigar territórios de diversos estados ou países. Assim, neste trabalho, estas espécies alóctones são consideradas exóticas quando registradas fora do Bioma, Região ou Região Hidrográfica de ocorrência natural.

Cabe ressaltar casos de espécies que podem ser consideradas exóticas, ainda que a origem natural e de nova ocorrência sejam do mesmo bioma, porém de regiões diferentes: o sagüi-de-tufos-brancos (*Callithrix jacchus*) ocorre naturalmente na Mata Atlântica da região Nordeste e foi introduzido na região Sudeste, onde ocorre no mesmo bioma, se estabelecendo e ocupando áreas de primatas nativos (Auricchio 1995; Rylands et al. 1993; Stevenson & Rylands 1988).

O caso das espécies em ilhas é um pouco diferente. Todas as EEI encontradas em ilhas que são de origem externa à América do Sul já foram classificadas como exóticas à América do Sul (independentemente da UC onde forem encontradas, receberam esta classificação). Foram classificadas como EEI a ilhas justamente aquelas que são nativas de biomas continentais da América do Sul: o mocó (*Kerodon rupestris*) e o teiú (*Salvator merianae*), ambos na APA e no PARNA de Fernando de Noronha (PE) (Tabela 8).

Para melhor descrição das principais origens, as espécies foram separadas em terrestres e aquáticas. A Ásia foi o principal continente exportador de espécies terrestres (N=7), seguido pela África (N=6). Ainda, duas

espécies foram consideradas originárias da Eurásia, reforçando a relevância da Ásia como origem de EEI registradas no Brasil. Apenas seis, das 27 espécies terrestres, são originárias do Brasil, registradas em outros biomas ou regiões (Figura 4).

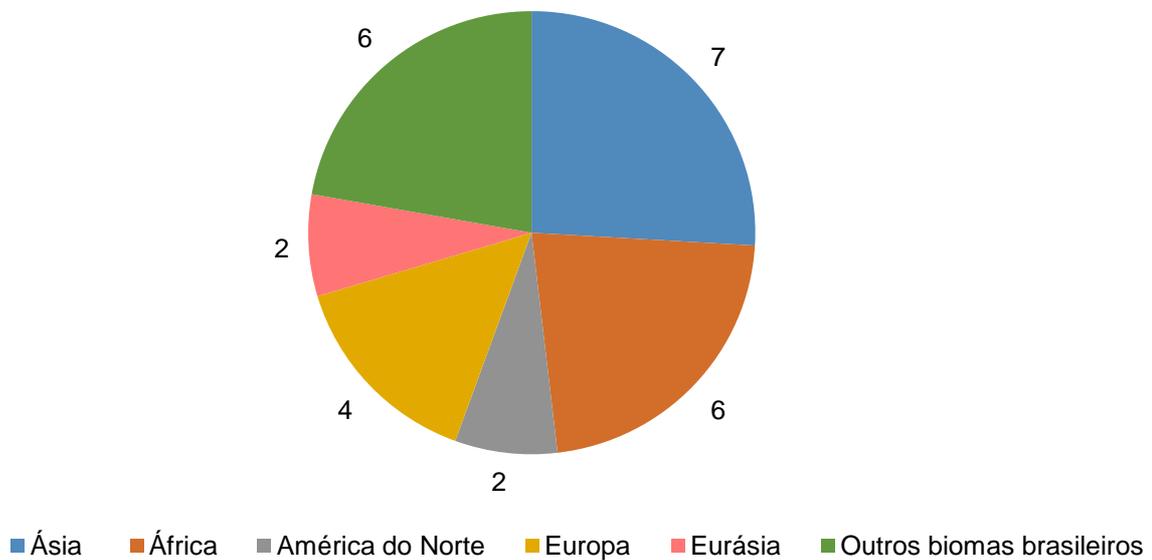


Figura 4. Continentes de origem das EEI terrestres à América do Sul.

A origem destas espécies brasileiras foi identificada e classificada de acordo com o bioma de procedência, ou registrada como originária do continente sul americano, no caso das espécies introduzidas em ilhas (Figura 5).

A Região Hidrográfica Amazônica foi a única região hidrográfica brasileira identificada como exportadora de espécies invasoras para outras bacias, sendo a origem do maior número de espécies aquáticas (todos peixes) introduzidas (N=6; Figura 6).

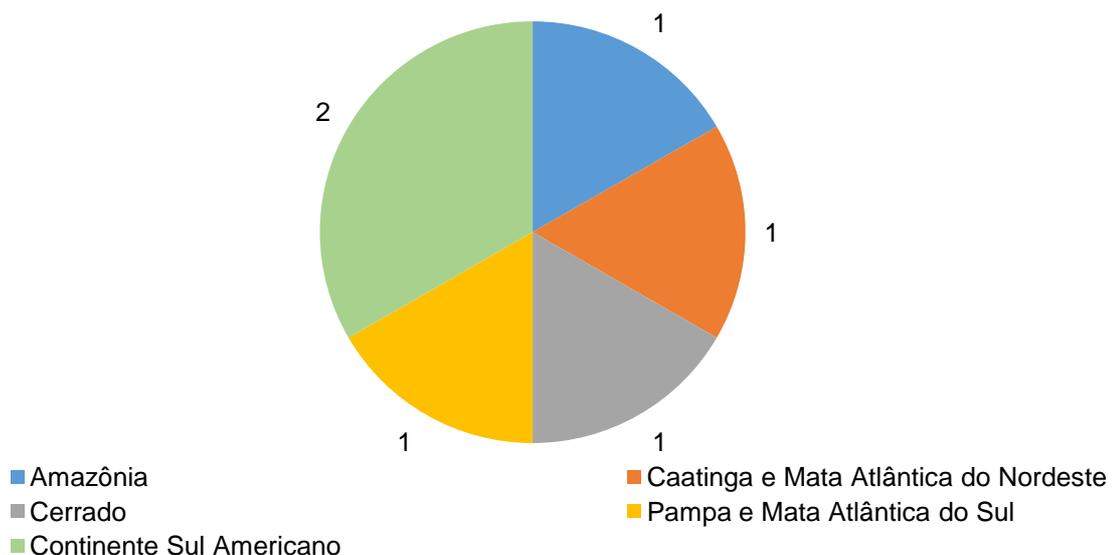


Figura 5. Biomas ou região de origem das EEI terrestres brasileiras

Assim como para as espécies terrestres, o continente Asiático foi a principal origem das espécies aquáticas exóticas à América do Sul (N=5), indicando este continente como principal exportador de espécies exóticas registradas neste trabalho, seguido de espécies originárias de rios do continente norte-americano (N=4) e africano (N=3). Em relação às espécies marinhas, o Oceano Pacífico foi a principal origem (N=4; Figura 6).

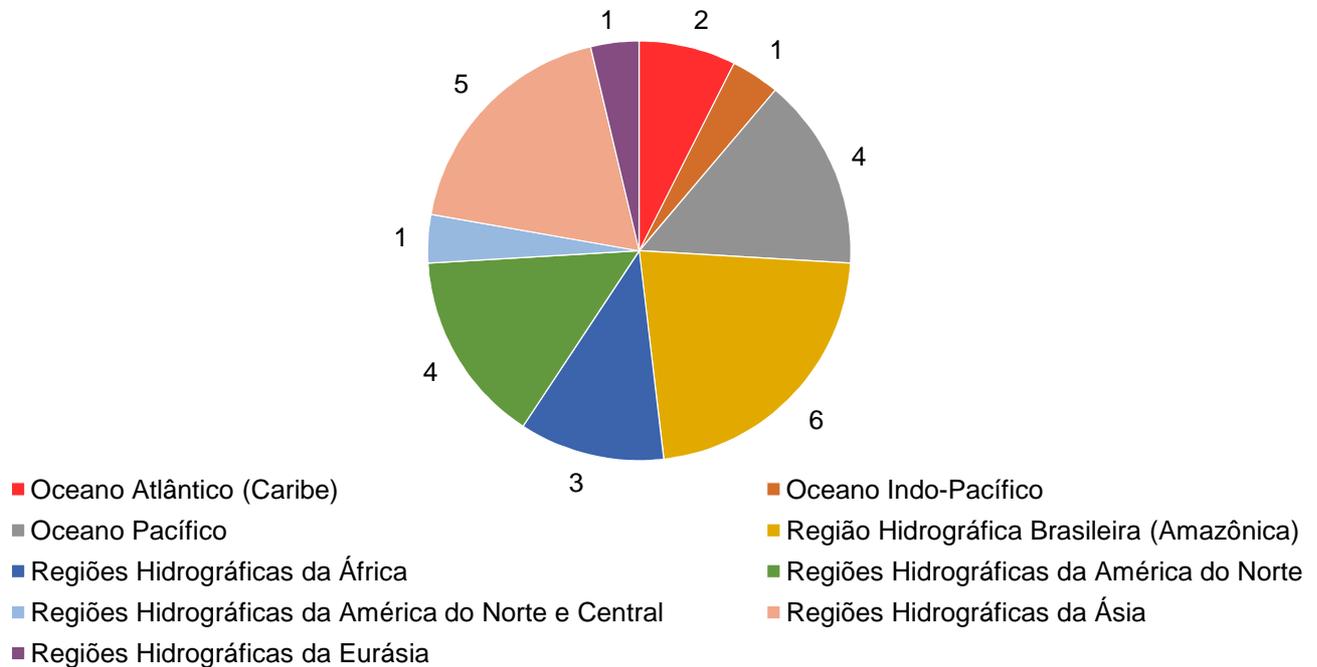


Figura 6. Oceanos ou regiões hidrográficas de origem das EEI aquáticas.

Unidades de Conservação Federais (UC) com registro de EEI da fauna

As 54 espécies identificadas como EEI foram registradas em 144 das 320 (45%) UC federais existentes (Tabela 9). Em 30 destas UC (21%), foi registrada a ocorrência de apenas uma EEI. A APA Delta do Parnaíba (PI/MA/CE) foi a UC que teve maior número de EEI registradas (N=17; Figura 7).

Tabela 9. Quantidade e percentual de UC com registros de EEI por categoria e grupo.

Grupo	Categoria	Qtd. de UC com EEI	Qtd. Total de UC	% de UC com EEI
Proteção Integral	PARNA	42	71	59,1%
	ESEC	19	32	59,4%
	REBIO	17	30	56,7%
	REVIS	0	7	0,00%
	MONA	1	3	33,3%
		79	143	55,2%
Uso Sustentável	FLONA	30	65	46,1%
	RESEX	14	62	22,6%
	APA	19	32	59,4%
	ARIE	2	16	12,5%
	RDS	0	2	0,0%
		65	177	36,7%
	Total	144	320	45,0%

A categoria PARNA foi a que contou com mais registros de EEI (N=42), seguida de FLONA (N=30), e de APA, que é categoria mais permissiva, em termos de uso, e ESEC, uma das mais restritivas (ambas, N=19). A maioria das UC das categorias PARNA, ESEC, APA (59%) e REBIO (57%) têm ocorrência de EEI da fauna. Não houve registro de EEI da fauna em REVIS e RDS.

Ao total, 55,2% das UC com registro de EEI da fauna são do grupo de Proteção Integral. Os PARNA Aparados da Serra (RS/SC), Serra Geral (RS/SC) e Serra do Itajaí (SC) foram as UC deste grupo com maior número de EEI registradas (N=14). A REBIO Poço das Antas (RJ; N=11) e a ESEC Tamoios (RJ; N=7) foram as UC destas categorias com maior quantidade de registros de EEI. O MONA de Ilhas Cagarras (RJ) foi a única representante da categoria (N=2; Anexo 3).

As APA Delta do Parnaíba (PI/MA/CE) e do Planalto Central (DF) foram as UC de Uso Sustentável com mais registro de EEI (17 e 14 espécies, respectivamente). Após estas, a RESEX de Canavieiras (BA) e a FLONA de Canela (RS) foram as UC de Uso Sustentável (além de APA) com mais registros de EEI, ambas com 12 espécies. Houve registro de EEI da fauna em apenas duas ARIE: ARIE Mata de Santa Genebra (SP; N=8) e ARIE Manguezais da Foz do Rio Mamanguape (PB; N=2). Ressalta-se que 37% (N=65) das UC do de Uso Sustentável apresentaram registros de EEI da fauna, valor inferior ao das UC de Proteção Integral.

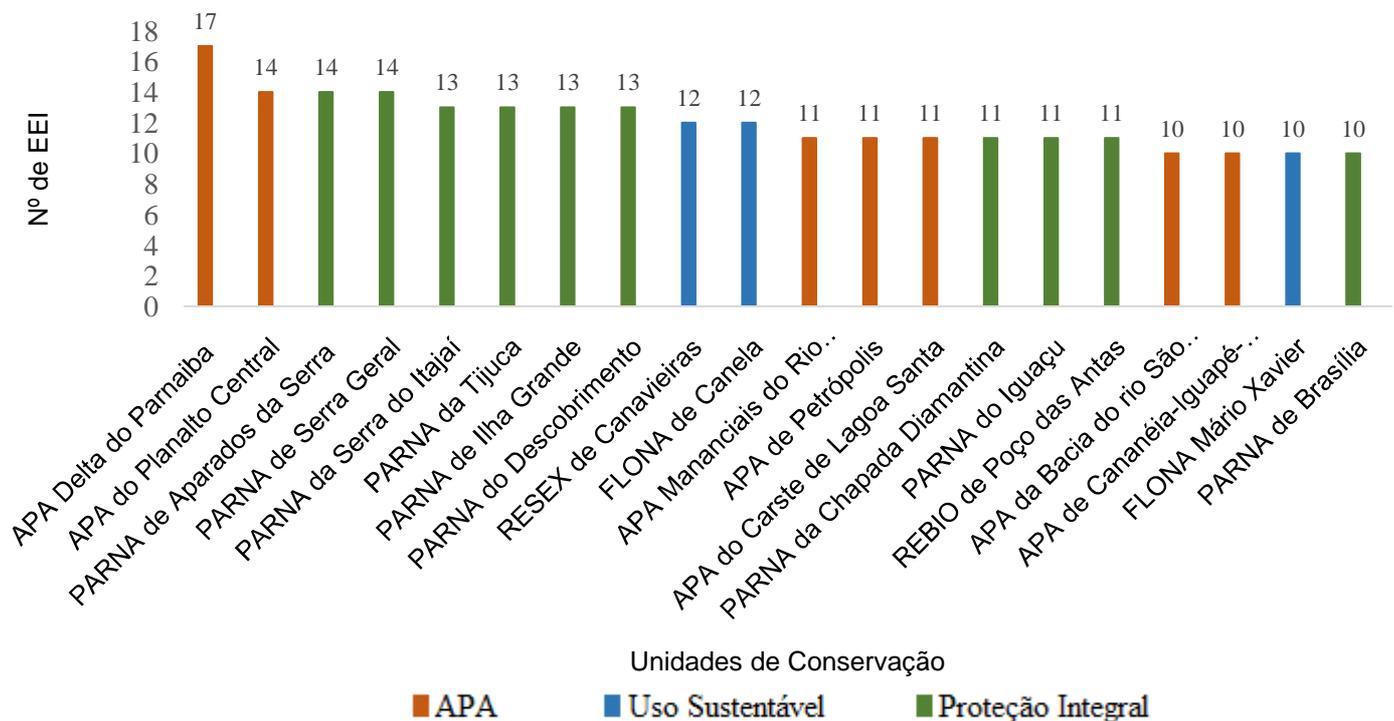


Figura 7. UC com maior quantidade de registros de EEI. Neste gráfico são mostradas apenas as UC que tiveram, no mínimo, 10 EEI registradas. As APA foram separadas das demais UC de Uso Sustentável para maior destaque devido às peculiaridades desta categoria de UC.

1 – Biomas invadidos

Apesar de algumas UC abrigarem porções de mais de um bioma, neste trabalho, foi considerado apenas o bioma principal da UC, como considerado pelo ICMBio e disponível em seu sítio. O bioma Mata Atlântica deteve

maior quantidade de UC com registro de EEI de fauna (N=54), seguido do bioma Marinho e Costeiro (N=35). Proporcionalmente à quantidade de UC existentes no bioma, o Pantanal foi o mais representativo, com 100% das UC (N=2) com registro de EEI (Tabela 10).

Tabela 10. Quantidade e percentual de UC com registro de EEI, por bioma.

Bioma	UC com EEI	Total de UC	% de UC com EEI
Amazônia	22	111	19,8%
Caatinga	10	24	41,6%
Cerrado	20	41	48,7%
Marinho e Costeiro	35	59	59,3%
Mata Atlântica	54	81	66,6%
Pampa	1	2	50,0%
Pantanal	2	2	100,0%
Total	144	320	45,0%

2 – Ações de manejo indicadas nos Planos de Manejo

Das 144 UC com registro de EEI da fauna, 90 (62,5%) têm Plano de Manejo (62 de Proteção Integral e 28 de Uso Sustentável), dos quais 54 (60%) recomendaram alguma ação de controle de EEI (40 de Proteção Integral e 14 de Uso Sustentável, Tabela 11).

Tabela 11. Quantidade e percentual de UC com registros de EEI que tem Plano de Manejo (PM) por categoria e grupo.

Grupo	Categoria	Qtd. de UC com EEI	Qtd. de UC com EEI com PM	% de UC com EEI com PM	Qtd. de UC com EEI com PM com recomendações	% de UC com EEI com PM com recomendações
Proteção Integral	PARNA	42	34	81,0%	26	61,9%
	ESEC	19	13	68,4%	8	42,1%
	REBIO	17	15	88,2%	9	52,9%
	REVIS	0	0	0,0%	0	0,0%
	MONA	1	0	0,0%	0	0,0%
		79	62	78,5%	43	54,4%
Uso Sustentável	FLONA	30	12	40,0%	11	36,7%
	RESEX	14	2	14,3%	1	7,1%
	APA	19	12	63,2%	6	31,6%
	ARIE	2	2	100,0%	2	100,0%
	RDS	0	0	0,0%	0	0,0%
		65	28	43,1%	20	30,8%
Total		144	90	62,5%	63	43,8%

Em 33 Planos de Manejo, mais de uma ação foi recomendada, nos demais, apenas uma. Ações genéricas de controle foram as mais comuns nos Planos de Manejo (N=54; 93%) (Figura 8). Estas ações propostas têm poucas definições sobre atividades a serem realizadas, por exemplo: “Os animais serão retirados e é proibida a introdução de animais exóticos.” (ESEC Raso da Catarina/BA/2008); “Peixes exóticos serão substituídos por

nativos” (FLONA de Ibirama/SC/2009); “A introdução de espécies exóticas com potencial de se tornarem invasoras não será admitida” (APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado/RJ/2008); “Eliminar toda e qualquer outra espécie exótica” (PARNA da Lagoa do Peixe/RS/1999). Muitas recomendações referem-se à elaboração de projetos: “elaborar programa para eliminar as espécies” (PARNA da Serra do Divisor/AC/1989); “Implantar projetos de controle e erradicação” (PARNA das Araucárias/SC/2010). Outras indicavam a implantação de ações, sem especificar como efetuar-las: “Desenvolver uma estratégia para apreender e retirar do PNJ as espécies exóticas da fauna” (PARNA de Jericoacoara/CE/2002); “Implantar medidas de controle de espécies exóticas e/ou invasoras e de seus efeitos na biota” (PARNA da Chapada dos Guimarães/MT/2009); “Implantar controle populacional e uso sustentável do lagarto teju (*Tupinambis merianae*) e do mocó (*Kerodon rupestris*)” (APA de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo/PE/2005).

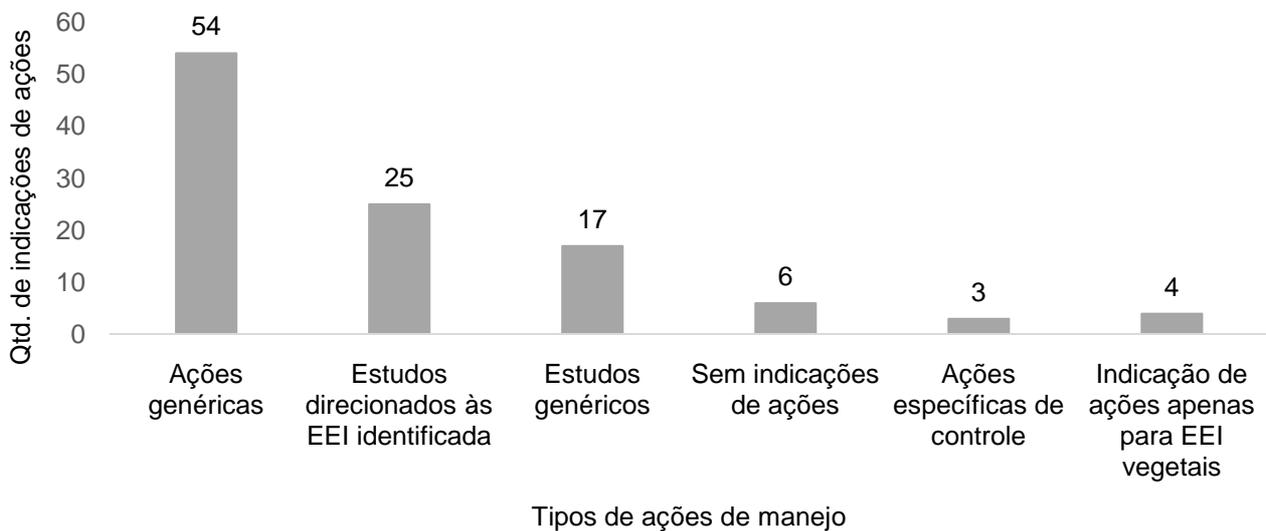


Figura 8. Ações de controle indicadas nos Planos de Manejo das UC em que foram registradas EEI da fauna.

Apenas três recomendações de Planos de Manejo foram consideradas específicas, por serem mais detalhadas, esclarecendo atividades a serem realizadas: “Desativar de imediato a criação de espécies exóticas de peixes existentes em tanque nas proximidades da cabeceira do córrego dos Sonhos. (...) Termo de compromisso impedindo criação de peixes exóticos em tanques” (PARNA Cavernas do Peruaçu/MG/2005); “Os alimentos, utensílios, vestimentas e equipamentos deverão ser vistoriados previamente antes de serem levados para as ilhas da UC” (ESEC de Tupiniquins/SP/2010); e “A remoção será feita com armadilhas, inicialmente” (PARNA Marinho dos Abrolhos/BA/1991).

A indicação de realização de estudos direcionados às EEI da fauna foi a segunda forma de ação mais recomendada pelos Planos de Manejo (N=25). Pesquisas que visam identificar melhor os impactos, elaborar ações de controle ou são direcionadas às EEI, podem ser ações adequadas quando apontarem resultados auxiliares no controle das espécies, como por exemplo “Estabelecer linhas de pesquisa prioritária: Técnicas e

apetrechos de pesca para captura de espécies exóticas com redução de impacto sobre as nativas” (ESEC de Pirapitinga/MG/2013); “Realizar estudos sobre as relações entre espécies exóticas e nativas de peixes na lagoa Xambrê, especialmente da *Plagioscion squamosissimus* corvina” (PARNA de Ilha Grande/PR/MS/2008); “Desenvolver estudos e levantamentos para erradicação de espécies exóticas existentes nessa área, identificando: técnicas de erradicação, espécies a serem erradicadas, efeitos da erradicação sobre a fauna e flora” (REBIO Guaribas/PB/2003); “Promover estudos para avaliação de impactos causados pela presença de espécies exóticas” (PARNA dos Lençóis Maranhenses/MA/2003).

Em alguns casos, houve apenas a indicação de realização de pesquisas genéricas (N=17), com o foco principal em identificar a ocorrência de espécies exóticas: “Diagnóstico as espécies exóticas da ESEC, com vistas ao seu manejo” (ESEC de Guaraqueçaba/PR/2012); “Promover o desenvolvimento de pesquisas com espécies exóticas, visando sua remoção” (ESEC Tamoios/RJ/2006); “Identificar as espécies exóticas da mastofauna e propor o seu correto manejo” (FLONA de Goytacazes/ES/2013).

Não houve nenhum Plano de Manejo com Programa específico de controle de EEI, sendo as ações indicadas principalmente no Programa de Proteção ou Manejo (N=32), ou de acordo com o zoneamento da UC (N=28), ou seja, direcionadas apenas a zonas específicas: “É proibida a criação em cativeiro do bagre-africano *Clarias gariepinus*, bem como a criação, cultivo ou disseminação de espécies exóticas invasoras (zona de amortecimento)” (ESEC de Guaraqueçaba/PR/2012); “Serão erradicadas as espécies exóticas e invasoras encontradas nesta Zona (zona de uso extensivo)” (PARNA da Chapada Diamantina/BA/2007) (Figura 9).

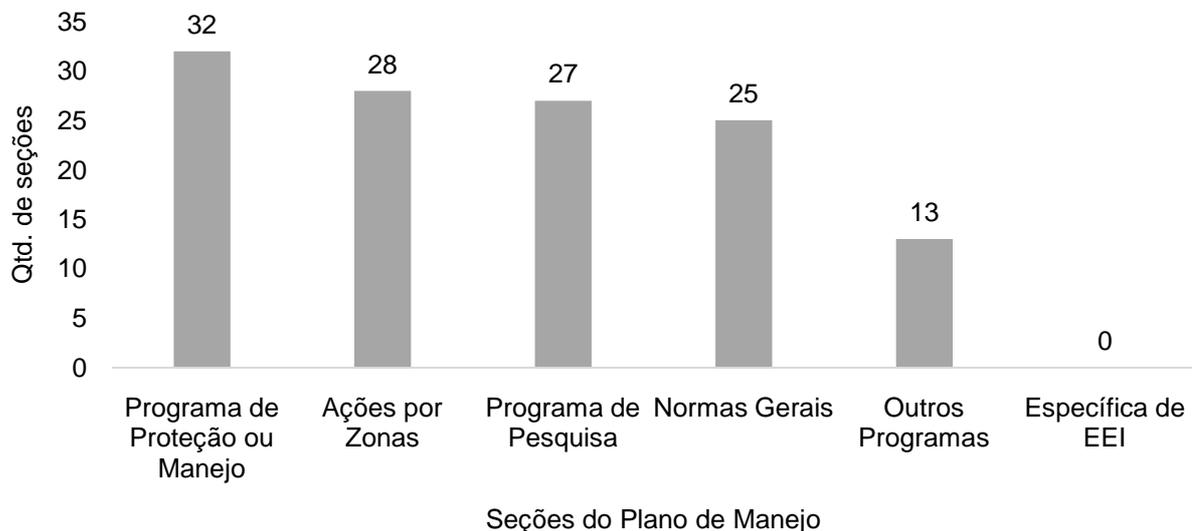


Figura 9. Seções nos Planos de Manejo onde as ações de controle foram indicadas.

Ainda, em alguns Planos de Manejo (N=25), as diretrizes relativas às EEI estavam descritas em Normas Gerais da UC, não sendo especificadas em ações, como: “É proibida a introdução, disseminação, soltura e criação de espécies da flora e da fauna não autóctones (espécies exóticas)” (FLONA de Caxiuanã/PA/2013); e “Não será permitido, em hipótese alguma, a introdução de espécies exóticas no interior da UC” (ESEC de Carijós/SC/2003).

Em 22 Planos de Manejo, não há indicação de ocorrência de EEI da fauna, ou seja, estes registros foram levantados pelas outras formas de aquisição de informações usadas neste trabalho. Apenas seis Planos de Manejo, apesar de relatar a presença de EEI da fauna, deixaram de indicarem algum tipo de ação de manejo a ser feita quanto a estas espécies, Quatro Planos de Manejo indicaram ações de manejo apenas para EEI de plantas, embora tenha descrito a ocorrência de EEI da fauna.

3 – Ações de manejo realizadas pelas UC:

As respostas ao questionário indicaram a presença de EEI da fauna em 116 UC, sendo que ao total, considerando todas as fontes de informações usadas neste trabalho foram registradas EEI da fauna em 144 UC. Dentre os 116 respondentes, 60 (51,7%) informaram que nenhuma ação de manejo de EEI é/foi realizada na UC. Quanto às ações realizadas, as mais utilizadas foram o 'Abate' (N=12; 9%), 'Armadilha seguida de abate' e 'Coleta manual ou pesca', ambas em 10 UC (7%).

Apesar de não ser opção de marcação no questionário, respondentes de sete UC indicaram realizar a captura seguida de outra destinação (soltura, devolução a natureza e encaminhamento a instituições especializadas como canis e CETAS - Centro de Triagem de Animais Silvestres - IBAMA). A dificuldade de destinação dos animais foi exposta como um dos principais entraves ao controle de EEI. Algumas UC relataram a recusa de canis municipais e CETAS em receber animais, e a complexidade de devolução (translocação) para os locais de origem, inibindo esta ação e acarretando no abate, por ser mais viável (ESEC de Carijós/SC, PARNA da Serra dos Órgãos/RJ e REBIO da Saltinho/PE). E mesmo para o abate, outras dificuldades foram citadas: "O primeiro gargalo para eutanásia de gatos ferais está na existência de legislação estadual proibindo eutanásia em gatos" (PARNA Marinho de Fernando de Noronha/PE); "Existe um problema para a gestão de uma UC em assumir o manejo com o abate (gatos) uma vez que a base legal/normativa para isto é muito precária e na falta da norma é difícil assumir tal ação." (FLONA de Carajás/PA); "Atualmente, percebo que para eliminar/evitar a entrada dessas espécies exóticas na ilha [UC], seria importante a liberação para o abate." (ESEC de Pirapitinga/MG).

A falta de recursos humanos e de estrutura logística foram os principais motivos identificados para a não realização ou para o insucesso da realização de ações de manejo, sendo cada um dos motivos indicado para 23 UC (21%). A falta de cooperação entre município/estados/países (N=1; 1%) e o rápido aumento populacional da espécie pós-ação de controle (N=2; 2%) foram os motivos menos indicados pelas UC.

Por outro lado, o principal motivo indicado para o sucesso de ações de manejo foi 'Baixos custos financeiros para a execução das ações de controle' (N=7; 18,4%), seguido de 'Recursos humanos adequados' (N=5; 13,16%). E os motivos menos indicados, foram: 'Redução populacional da espécie pós ação de controle'; 'Cooperação entre município/estados/países'; 'Base legislativa adequada'; e 'Financiamento para execução das ações de controle', cada um destes indicado para apenas uma UC.

Alguns gestores indicaram não realizar nenhum manejo, sendo necessários estudos prévios para execução de ações de controle: “Realização de estudos que indiquem uma alternativa de controle eficaz e ambientalmente correta.” (PARNA Marinho dos Abrolhos/BA); “recomendo incentivo a pesquisas para a quantificação do impacto e implementação de ações de erradicação do animal ou ao menos mitigadoras” (ESEC Tupiniquins/SP); “Não possuímos conhecimento técnico para a erradicação do tucunaré como espécie invasora na região. Acredito que esta deva ser uma tarefa extremamente difícil e que não haja ainda informações suficientes de como realizá-la.” (REBIO de Una/BA); “não há pesquisa científica local para avaliar esses impactos e possíveis ações de manejo.” (RESEX Marinha de Tracuateua/PA).

As espécies mais comumente manejadas nas UC são javali (*Sus scrofa*) e coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*), enquanto que peixes são as espécies com menos ações realizadas.

Espécies Representativas

1 – Identificação, caracterização e recomendações específicas das espécies representativas:

Quatro EEI foram consideradas representativas da invasão biológica neste trabalho: javali (*Sus scrofa*), carpa-comum (*Cyprinus carpio*), caramujo-gigante-africano (*Achatina fulica*) e coral-sol (*Tubastraea coccinea*).

Apesar do rato (*Rattus rattus*) ter sido ranqueado em primeiro lugar pelos critérios estabelecidos (em especial o número de UC com registros de ocorrência; N=42), esta espécie não foi considerada boa representante da invasão por ter sido registrada apenas nas áreas antropizadas (sedes e moradias), não havendo relatos de impactos causados em áreas selvagens ou à biodiversidade nativa das UC. Entretanto, há diversos relatos de impactos sobre a biodiversidade causados por ratos em áreas naturais em outros lugares do mundo, especialmente em ilhas, não devendo negligenciar a presença desta espécie e seus potenciais danos às UC (Jones et al. 2008; Chimera & Drake 2011; Philips et al. 2012). Ao desconsiderar o rato no ranqueamento, o javali foi o vertebrado terrestre com maior pontuação (Anexo 4). As outras EEI representativas que tiveram maior pontuação em cada grupo são: carpa-comum (vertebrado aquático), caramujo-gigante-africano (invertebrado terrestre) e coral-sol (invertebrado aquático).

As EEI com mais informações disponíveis receberam maior pontuação no ranqueamento de representatividade de invasões biológicas. O tipo de informação mais facilmente registrado foi sobre a guilda impactada, em 52 das EEI (96,3%). O estímulo à introdução foi o segundo dado mais disponível (N=18; 33,3%), por considerar o interesse comercial da espécie como estímulo, sendo esta informação bem acessível.

Por outro lado, há poucas espécies com informações disponíveis sobre o sucesso das ações de controle implementadas (29,6%) ou sugeridas (20,3%), pela bibliografia científica. E para apenas cinco EEI (9,2%), foi

identificada alguma informação sobre restrições ecológicas (alimentar, de habitat e reprodutiva), o que poderia auxiliar na proposição de ações de manejo. Apenas 15 EEI (27,7%) são manejadas por equipes gestoras das UC.

Para identificar remodações específicas de ações de manejo, foi elaborada uma ficha de sistematização de informações básicas sobre as quatro EEI da fauna mais representativas. Estas fichas foram elaboradas utilizando informações disponíveis sobre a espécie em relação à história de vida, impactos, legislação básica, ações de controle existentes e realizadas pelas UC. Estas informações são necessárias para identificar ações de controle a serem implementadas, portanto, fazem parte do diagnóstico base para elaboração e execução de programas de manejo de EEI. É importante enfatizar que, a partir destes tipos de informações, outras fichas podem ser feitas para outras EEI.

As informações e recomendações específicas para estas quatro EEI representativas, em formato de fichas, serão apresentadas a seguir:

1 – Vertebrado Terrestre

Espécie: *Sus scrofa* Linnaeus, 1758

Nome popular: javali, javaporco.

Aqui, considera-se “javali” a espécie *Sus scrofa* (javali-europeu), em todas as suas formas, linhagens, raças e diferentes graus de cruzamento com o porco doméstico (javaporco). O porco doméstico “puro” não é considerado, apesar de ser a mesma espécie.

Razões de seleção nos critérios de representatividade:

- Ocorrência registrada em 10 UC;
- Espécie de interesse comercial (criação) com potencial de mais introduções;
- Impactos afetando grupos taxonômicos variados, e impactos econômicos e sanitários;
- Pode ser considerada uma espécie engenheira de ecossistema;
- É uma das 100 dentre as piores espécies exóticas invasoras pela IUCN (Lowe 2000);
- Espécie com ações de controle realizadas por UC federais;
- Espécie declarada nociva com regulamentação legal para a autorização de caça/abate para o controle populacional no Brasil. Portanto, é uma espécie emblemática, e de interesse estratégico nacional de que seja controlada.

Habitat: É uma espécie de habitat generalista, se adaptando a uma grande variedade de ambientes, de savanas às florestas tropicais úmidas e temperadas, até regiões alagadas, antropizadas e áreas agrícolas (Graves 1984; Singer et al. 1984; Choquenot et al. 1996; Sharp & Saunder 2004; Oliver & Leus 2008; Cuevas et al. 2013). No Brasil, há ocorrência, inclusive, em ambientes costeiros de formações florestais originais (matas de restinga) e de áreas abertas (dunas, praias e pântano salobro) (Quintela et al. 2010). A maior atividade e densidade de indivíduos ocorre em áreas abertas adjacentes a vegetações densas (Graves 1984). Não há restrições quanto à

temperatura, altitude ou qualidade da área (Choquenot et al. 1996; Sharp & Saunder 2004; Herrero et al. 2006; Oliver & Leus 2008). Corpos de água ou áreas úmidas constantes ao longo do ano são essenciais para sua permanência (Graves 1984). Em climas muito quentes e secos são propensos a insolação necessitando chafurdar na lama ou água para manter a temperatura confortável, além de proteger contra moscas e ectoparasitas (Graves 1984; Gingerich 1994; Dewey & Hruby 2002).

Uso de habitat/comportamentos: O tamanho da área de vida é variável, de acordo com a disponibilidade de alimento, podendo ser menor de 100ha ou maior de 2.500ha, mas machos têm área de vida maior que fêmeas. Em geral, javalis usam trilhas formadas por outros grandes mamíferos para se dispersar. Não usam tocas, nem em invernos rigorosos, mas criam “camas” na base das árvores ou em arbustos, podendo adicionar folhas ou galhos (Graves 1984).

O comportamento social dos javalis é muito desenvolvido, usando comunicações químicas, auditivas e visuais (Graves 1984). A unidade social baseia-se em algumas fêmeas e seus filhotes, e alguns indivíduos podem se unir a estes grupos, formando bandos entre 6-20 indivíduos, embora grupos de mais de 100 já terem sido registrados (Graves 1984; Oliver & Leus 2008). Em alguns grupos, fêmeas se dispersam para forragear, deixando os filhotes sobre a guarda de outras fêmeas “babás”. Um grupo surpreendido por um predador pode se dispersar em diversas direções confundindo o predador ou exibir comportamento cooperativo de defesa (Graves 1984). O grupo não se desfaz até o indivíduo mais jovem se tornar sexualmente maduro ou até a fêmea estar pronta para dar à luz novamente, quando se afasta e permanece temporariamente solitária (Graves 1984). Machos se tornam solitários com 1 ou 2 anos de idade, e apenas se associam aos grupos para reproduzir, logo, a presença de um macho no grupo indica que há fêmea(s) reprodutiva(s) (Graves 1984; Gingerich 1994). Machos podem competir agressivamente por fêmeas reprodutivas, emitindo grunhidos, fazendo ruídos ao bater suas mandíbulas e gerando grandes quantidades de saliva espumosa (Graves 1984).

Período de atividade: A condição climática é o fator mais importante na determinação da duração de horas diárias de atividade (Graves 1984). Os indivíduos podem forragear durante os períodos diurno e noturno, geralmente, estando mais ativos durante o crepúsculo (Oliver & Leus 2008). Em alguns casos, sob intensa pressão de caça, os javalis se tornam mais noturnos, permanecendo reclusos durante o dia (Graves 1984)

Dieta: O javali é onívoro, se alimenta principalmente de plantas, em especial de frutas, raízes, gramíneas e plantações de grãos (Graves 1984; Choquenot et al. 1996; Sharp & Saunder 2004; Herrero et al. 2006; Oliver & Leus 2008; Philips et al. 2012). Mas há relatos de predação de ovos e filhotes de tartarugas, lagartos e jacarés, e de filhotes de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*), cabras (*Capra hircus*) e cordeiros (*Ovis aries*) (Choquenot et al. 1996; Herrero et al. 2006; Oliver & Leus 2008; Philips et al. 2012). Consomem carcaças de praticamente qualquer animal, além de serem comumente vistos se alimentando de resíduos de atividades humanas (Graves 1984). Portanto, é generalista, adaptando a dieta para o melhor uso de recursos locais, em que a frequência de

consumo de cada item alimentar pode variar sazonalmente, de acordo com a disponibilidade de recursos (Graves 1984; Cuevas et al. 2013).

Reprodução: O período reprodutivo é variável, tendendo a ser sazonal, em regiões temperadas, e contínuo, nos trópicos e em condições favoráveis, com o pico na estação chuvosa (Graves 1984; Nowak 1991; Choquenot et al. 1996; Oliver & Leus 2008). A reprodução tem sido fortemente associada à disponibilidade de alimento (Graves 1984). A organização social também pode influenciar o período reprodutivo, uma vez que já foi relatada a sincronização de ninhadas de fêmeas do mesmo grupo (Graves 1984; Oliver & Leus 2008).

A maturidade reprodutiva é atingida entre 7 e 12 meses, para ambos os sexos (Wodzicki 1950; Johnson et al. 1982; Graves 1984). A fecundidade aumenta com a idade e peso corporal, mas pode ser afetada pelas condições sazonais e disponibilidade de recursos (Graves 1984; Choquenot et al. 1996).

As fêmeas produzem até duas ninhadas a cada 12 a 15 meses, com média de 6 leitões (entre 3 e 12) por ninhada, o que resulta em capacidade de rápido crescimento populacional (Gingerich 1994; Choquenot et al. 1996). A gestação varia entre 100 e 140 dias, e os jovens são desmamados em 3 ou 4 meses (Nowak 1991). Os filhotes nascem com olhos abertos, são muito ativos e se sustentam em pé em poucos minutos após o nascimento (Graves 1984). Os primeiros filhotes da ninhada têm maior taxa de sobrevivência (Graves 1984). Ainda, a taxa de mortalidade tende a ser maior em filhotes antes do desmame (Baber & Coblenz 1986). Muitos fatores influenciam a sobrevivência dos filhotes recém-nascidos: manutenção da temperatura corporal, aquisição de imunidade passiva via leite materno e alto peso corporal (Graves 1984).

Impactos ecológicos: O principal impacto é sobre a cobertura vegetal original, pois através da alimentação, causam danos a partes subterrâneas de plantas e inibem a regeneração de plantas lenhosas (Bratton 1975; Bowman & Panton 1991; Kotanen 1995; Choquenot et al. 1996; Engeman et al. 2003; Simberloff et al. 2003; Tierney & Cushman 2006; Quintela et al. 2010). Além disso, ao se alimentar das raízes, os javalis também consomem grande diversidade de invertebrados (Herrero et al. 2006; Pinna et al. 2007; Giménez-Anaya et al. 2008).

A alteração da cobertura vegetal acarreta em perturbações de habitats e micro-habitats, resultando em impactos indiretos sobre outras espécies nativas (Wolf & Conover 2003; Nogueira-Filho et al. 2009; Quintela et al. 2010). A modificação de habitat também pode ocorrer pelo comportamento de chafurdar em solos, pastagens ou serapilheira, particularmente em áreas úmidas e em torno de pântanos e lagoas, inclusive em nascentes (Choquenot et al. 1996; Bond-Buckup et al. 2003; Sharp & Saunder 2004; Quintela et al. 2010). Além disso, esse comportamento também destrói bancos de sementes, expõe as raízes das árvores e aumenta a lixiviação de nutrientes do solo (Singer et al. 1984; Kotanen 1995; Arrington et al. 1999). Em alguns casos, esta modificação ocasionou em uma alteração da estrutura da comunidade vegetal, gerando o aumento na riqueza de gramíneas e herbáceas, sobretudo da flora exótica (Tierney & Cushman 2006). Jones et al. (1997) classificam como espécies

engenheiras de ecossistema, aquela capaz de modificar o habitat, alterando a disponibilidade de recursos para outras espécies. Nesse sentido, o javali pode ser qualificado como espécie engenheira.

Além disso, a dispersão de sementes de plantas exóticas pelo javali já foi observada (Nogueira-Filho et al. 2009; Philips et al. 2012). E, na Austrália, a propagação do fungo (*Phytophthora cinnamomi*), responsável por uma doença de perecimento de vegetação nativa, foi associada ao comportamento alimentar do javali (Choquenot et al. 1996).

A maior eficiência competitiva, principalmente quanto à aquisição de alimento, em relação às espécies nativas de porcos-do-mato, queixada (*Tayassu pecari*) e catetos (*Pecari tajacu*), pode indicar outro efeito danoso do javali sobre a biodiversidade brasileira (Sicuro & Oliveira 2002). O deslocamento de outras espécies, por competição alimentar ou de habitat, também deve ser considerado (Graves 1984; Choquenot et al. 1996; Quintela et al. 2010).

Impactos sanitários: Em contato com suínos domésticos, geralmente atraídos por alimento ou fêmeas no cio, os javalis podem transmitir doenças. O javali é reconhecido por ser hospedeiro e vetor de algumas doenças, como sarna, leptospirose, brucelose, melioidose, tuberculose, sparganosis, toxoplasmose, parvovirose suína, cinomose suína, raiva, brucelose, pseudobrucelose e triquinose (Choquenot et al. 1996; Sharp & Saunder 2004; Al Dahouk et al. 2005; Jansen et al. 2006; Trcka et al. 2006; Martín-Hernando et al. 2008). Algumas destas doenças podem ser transmitidas para outras espécies domésticas, como gado e ovelhas, para espécies silvestres e até humanos (Murray & Snowdon 1976; Graves 1984; Choquenot et al. 1996; García et al. 2005).

Impactos econômicos: Os javalis são reconhecidos por vários tipos de danos à agricultura, destruindo as culturas de grãos e frutas tropicais e produções de cana de açúcar (Frith 1973; Graves 1984; Choquenot et al. 1996; Sharp & Saunder 2004; Herrero et al. 2006). Além de destruírem cercas, e predarem filhotes de ovelhas e cabras (Choquenot et al. 1996). Ainda, as doenças transmitidas de javalis para espécies comerciais podem trazer grandes prejuízos suinocultura e pecuária, em geral (Gingerich 1994).

Não existem estimativas confiáveis do custo dos danos à produção agrícola, embora autores australianos suspeitem que ultrapasse 100 milhões de dólares anualmente (Choquenot et al. 1996). Na Califórnia, estimou-se perda econômica de 1,73 milhões dólares (Frederick 1998). Nos EUA, o custo anual foi estimado em \$800 milhões, valor conservador, julgando que os danos ambientais significativos e doenças não foram valorados (Pimentel et al. 2005). No Rio Grande do Sul, estima-se em 70 milhões de reais a perda com a safra de milho (AgroLink 2010).

Descrição da legislação básica relativa ao controle: Pela Lei de Crimes Ambientais (Lei Federal nº 9.605/1998), não é crime o abate de animal nocivo, desde que assim caracterizado pelo órgão competente (art. 37, inciso IV). Em 2005, o controle do javali, por captura e abate, foi autorizado, no Rio Grande do Sul (IN IBAMA nº 71/2005). E, em 2006, a IN IBAMA nº 141/2006 regulamentou o controle e o manejo da fauna sinantrópica

nociva, possibilitando a declaração de espécies como tal. O controle do javali no Rio Grande do Sul foi proibido pela IN IBAMA nº 08/2010, que também instituiu um grupo de trabalho definir propostas para viabilizar a maior eficiência no controle da espécie. Após três anos, esta IN foi revogada e o javali foi, então, declarado nocivo e teve o manejo regulamentado, em todo o território nacional, pela IN IBAMA nº 03/2013, com formação de grupo de trabalho interinstitucional para tratar do tema de forma permanente.

Os formulários a serem preenchidos para o manejo, previstos na IN 03/2013, indicam os métodos de controle permitidos para o javali, que são basicamente físicos: com uso de armas e armadilhas. Os métodos com uso de armas são: 1. Espera em jirau ou apostadeiro (espera em armação suspensa feita de varas e troncos); 2. Espera no solo; 3. Busca com auxílio de cães (busca ativa por vestígios e perseguição dos animais com o uso de cachorros); 4. Busca em montaria (busca ativa a cavalo); 5. Busca a pé; 6. Uso de ceva/isca/atrativo (uso de ceva, isca ou qualquer atrativo para atrair os animais). O uso de armas é controlado pelo Exército Brasileiro e/ou Polícia Federal, portanto, para esse manejo, deve-se seguir ao disposto na legislação vigente sobre o tema. As armadilhas devem capturar e manter o animal vivo, sendo proibidas aquelas capazes de matar ou ferir, inibindo o abate de espécies não alvo. Também cabe esclarecer que a IN 71/2005 (que versava sobre o controle no estado do RS, revogada em 2010) autorizava a caça com cães, enquanto a IN 03/2003, atualmente vigente, permite a busca e perseguição dos animais com o uso de cachorros mas não o abate.

Quando realizado em UC, além do manejo registrado (uso de armas) ou autorizado (uso de armadilhas) pelo IBAMA, deve haver autorização da equipe gestora da Unidade. Nesse sentido, devem-se considerar situações específicas de cada UC.

A IN 03/2013 esclarece que a distribuição e a comercialização de produtos e subprodutos do javali de vida livre, e o transporte de indivíduos vivos não é autorizado e que o transporte de animais abatidos deve seguir a legislação vigente. A legislação sanitária restringe esse transporte para prevenir a propagação de doenças. Por exemplo, a IN MAPA Nº06/2004 (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento) proíbe o ingresso ou o trânsito de suínos, seus produtos e subprodutos, na zona livre de Peste Suína Clássica (PSC). No Brasil, 16 unidades da federação (RS, SC, PR, ES, RJ, SP, MG, MS, MT, GO, DF, TO, BA, SE, RO, e AC) são declaradas zonas livres de PSC (Brasil 2015). Assim, a distribuição, comercialização e transporte do javali são proibidas pela legislação ambiental e sanitária, até o momento (IBAMA 2015).

Ações de controle testadas: Os métodos de controle de javali utilizados são iscas envenenadas, tiro (caça), armadilhas e cercas de exclusão (Sharp & Saunder 2004). Ainda se desconhece formas de controle biológico ou de fertilidade adequados para o javali (Choquenot et al. 1996; Sharp & Saunder 2004). Os métodos de envenenamento e caça são os mais comuns.

O veneno mais utilizado é monofluoracetato de sódio (composto 1080), geralmente associado a antieméticos, para prevenir o vômito das iscas envenenadas (Wolf & Conover 2003; Cruz et al. 2005). Em suínos,

o composto 1080, geralmente, ocasiona salivação, vômitos, letargia e respiração forçada; o tempo de ação é de cerca de 4 horas, mas depende da quantidade absorvida (Sharp & Saunder 2004). O uso do anticoagulante varfarina também é comum, e causa morte por hemorragia entre 3 a 14 dias após a ingestão (Sharp & Saunder 2004; Deberdt e Scherer, 2007). Apesar do envenenamento por iscas poder ser efetivo e de baixo custo, pode ocasionar sofrimento ao animal, além de não ser seletivo, afetando espécies nativas e domésticas pelo consumo da isca ou da carcaça ou eliminações do animal envenenado (Sharp & Saunder 2004; Cruz et al. 2005). Essa técnica requer o uso prévio da isca não-envenenada, para atrair os javalis e reduzir o risco a animais não-alvo, caso não se adaptem à isca (Invasive Animals Cooperative Research Centre 2010). As cevas com milho são as mais visitadas pelo javali, indicando ser a melhor isca (Copini et al. 2013).

A caça, seja com cães, terrestre ou aérea, é outra medida bastante empregada no controle do javali em diversos países. A caça pode ser um método considerado humanizado quando realizado por atiradores experientes, qualificados e responsáveis; ainda, o animal pode ser facilmente visto e abatido com tiro certo, dificilmente atingindo outras espécies não alvo (Sharp & Saunder 2004). A caça terrestre é considerada eficiente apenas quando conduzida de forma intensa em populações pequenas e acessíveis (Invasive Animals Cooperative Research Centre 2010). A caça com auxílio de cães treinados é especialmente comum, e tem sido considerada eficiente no controle populacional da espécie, em áreas pequenas (Veitch & Bell 1990; Deberdt & Scherer 2007). Por outro lado, alguns autores não consideram este tipo de caça eficaz nem ética no controle de suínos selvagens (Sharp & Saunder 2004). É inaceitável, na perspectiva humanitária, utilizar os cães para perseguir e abater os indivíduos, no entanto, cães treinados usados apenas para detectar ou direcionar os porcos antes de serem abatidos são úteis e mais aceitas (Sharp & Saunder 2004). A caça aérea, feita a tiro a partir de um helicóptero, deve ser realizada por atiradores e pilotos altamente qualificados e experientes, para a precisão na ação, sem mais desgastes financeiros e sofrimento ao animal (Sharp & Saunder 2004).

Outras medidas implicam na contenção com cercas elétricas e capturas em armadilhas (Deberdt e Scherer 2007). Captura por armadilhas pode ser eficaz, no entanto, os resultados são variáveis de acordo com o período, tipo de armadilha, local, iscas e frequência de uso (Invasive Animals Cooperative Research Centre 2010). Uso de cercas para contenção dos indivíduos, geralmente para evitar danos às plantações, não se mostraram efetivas (Geisser & Reyer 2005).

Erradicações bem sucedidas de javalis foram alcançadas em algumas ilhas, geralmente, combinando mais de um método, em especial a caça e envenenamento: ilhas nos Estados Unidos (os casos das ilhas de Santa Catalina e de Santa Cruz são os melhores relatados), na Nova Zelândia, na França, e em Galápagos (ilha de Santiago) (Veitch & Bell 1990; Lombardo & Faulkner 2000; Schuyler et al. 2002; Cruz et al. 2005; Parkes et al. 2010; Genovesi & Carnavali 2011). No entanto, ao contrário desses sistemas insulares, a erradicação não foi sucedida na maioria das regiões continentais (Debert e Scherer, 2007).

Ações realizadas por UC: Pelas respostas do questionário encaminhado aos gestores das UC, pode-se identificar que as principais ações nas UC são abate e armadilha seguida de abate. Três UC informaram mais detalhes sobre estas ações:

APA de Ibirapuitã (RS): As ações de controle são realizadas pela equipe gestora, utilizando jaula-curral para captura e ceva (oferta de alimento) com posterior abate. Armadilhas fotográficas também são usadas para realizar o monitoramento, auxiliando o planejamento e adequação das ações de manejo.

PARNA de Itatiaia (RJ/MG): Há um projeto em andamento ("Controle do Javali na Serra da Mantiqueira") em parceria com a RPPN Alto Montana, Universidade Federal de Lavras (UFLA), EMBRAPA e Prefeitura de Itamonte (MG), para a implementação de um Plano Piloto para o controle do javali no PARNA e entorno (que compreende a referida RPPN e a APA da Serra da Mantiqueira). Este Plano compreende ações de controle, prevenção e pesquisa. A equipe gestora faz controle físico da espécie com uso de armadilhas do tipo curral para captura dos indivíduos. A equipe também atua em ações no entorno da UC, divulgando a ilegalidade da criação do javali, além de coibir essa prática, como forma de prevenção.

APA da Serra da Mantiqueira (RJ/MG/SP): Esta UC se localiza no entorno do PARNA do Itatiaia, e compõe a equipe e realiza ações do Projeto de controle do javali, citado acima.

FLONA de Capão Bonito (SP): As ações de controle são feitas por atores externos (caçadores profissionais) à equipe gestora. Contudo, a própria gestora da UC desconhece efeito deste método sobre a população, uma vez que a pesquisa avaliando o método de controle ainda em andamento. Os caçadores seguem a legislação específica, mas atuam por demanda espontânea, não havendo um planejamento de épocas para o abate, por exemplo.

Deste modo, pode-se verificar que as principais ações realizadas pelas UC estão em concordância com as ações citadas pela literatura mundial, com exceção do uso de venenos. Apesar do envenenamento ter sido considerado uma das principais técnicas de controle e erradicação (em ilhas) do javali, este método não é utilizado nas UC brasileiras. Isso ocorre pelo fato das equipes gestoras estarem seguindo às regulamentações dispostas pela IN nº 03/2013 e Lei Federal nº 5.197/1967 (Lei da Fauna), em que infere-se que o uso de substâncias químicas, que não anestésicos, é vedado quando capaz de afetar animais não-alvo. Portanto, o envenenamento com iscas não pode ser considerado como possibilidade de controle.

Recomendações específicas:

- A legislação brasileira não permite o controle químico não específico para esta espécie (IN 03/2013). Portanto, é necessário reavaliar a legislação ou estimular/realizar pesquisas em busca de substâncias químicas específicas para a espécie.

- Incentivar e fomentar estudos buscando identificar substâncias e modo de aplicação de métodos contraceptivos.

- Estudar o uso de equipamentos letais não restritos (ex.: besta, flecha), uma vez que o uso de armas de grande calibre é de controle restrito do Exército Brasileiro ou Polícia Federal, e a regulamentação e o acesso a este tipo de armamento são complexos e dispendiosos, dificultando seu uso como método de manejo. Caso confirmada a efetividade, estimular o uso destes equipamentos mais acessíveis.

- Deve-se avaliar formas seguras de uso dos indivíduos provenientes de populações selvagens (cujas condições sanitárias são desconhecidas, e nunca foram vacinados ou vermifugados) para a alimentação humana ou de animais, considerando os potenciais riscos sanitários para o consumo da carne ou aproveitamento como ração para espécies domésticas. Logo, procedimentos a serem adotados com a carne, para evitar estes riscos, devem ser divulgados (ex.: forma e tempo de cozimento necessários). Além disso, a restrição da legislação ambiental e sanitária para o transporte, distribuição ou comercialização de javali de vida livre implica na necessidade de enterramento ou incineração no local de captura, dos indivíduos que não forem utilizados para consumo, o que dificulta e não estimula práticas de caça para controle populacional.

- Realizar reuniões e eventos divulgadores com população residente da UC e entorno para disseminar informações sobre a legislação específica, impactos e necessidade de abate do javali, além da sensibilização para inibir e coibir o abate de espécies nativas.

- As ações de caça ou busca ativa de indivíduos devem ser feitas durante o crepúsculo (início da manhã ou final da tarde), quando a espécie é mais ativa. Em áreas onde já tenha sido identificada intensa atividade de caça sobre a espécie, as ações de controle devem ser feitas preferencialmente à noite, uma vez que os indivíduos tendem a se tornar essencialmente noturnos em resposta à pressão de caça.

- Buscas por indivíduos ou implementação de armadilhas devem ser feitas próximas a trilhas de grandes mamíferos, por serem comumente utilizadas pelo javali para sua movimentação e dispersão, portanto, tem maior probabilidade de encontro e captura dos indivíduos.

- Apesar da área de vida ser variável, uma média de 2.000ha pode ser considerada (de acordo com as informações já listadas no item: Uso de hábitat/comportamentos). Assim, quando identificada a presença de javalis na área, a busca ativa de indivíduos, deve considerar, no mínimo, uma área de 2.000 ha por cada evento de caça/busca. Estudos identificando o tamanho médio de área de vida dos grupos de javalis da região da UC devem ser estimulados, para aprimorar a definição de área mínima para o esforço de busca.

- Fêmeas, geralmente, ocorrem em bando, logo, o abate de indivíduos adultos em bando deve ser priorizado em relação aos indivíduos solitários (geralmente machos), pois a remoção de fêmeas tende a ter maior impacto na redução populacional.

- Uso de milho como isca pode aumentar a taxa captura dos indivíduos, uma vez que esta espécie aparenta ter preferência por este item alimentar.

2 – Vertebrado Aquático

Espécie: *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758

Nome Popular: Carpa-comum, carpa

Razões de seleção nos critérios de representatividade:

- Ocorrência registrada em 20 UC;
- Espécie de interesse comercial (criação) com potencial de mais introduções;
- Impactos ecológicos afetam grupos taxonômicos variados, possíveis impactos sanitários e econômicos;
- Pode ser considerada uma espécie engenheira de ecossistema;
- É uma das 100 dentre as piores espécies exóticas invasoras pela IUCN (Lowe 2000);
- É o peixe invasor de água doce com maior frequência de impactos ecológicos em escala global (Leão 2011);
- É a terceira espécie mais frequentemente introduzida no mundo (Welcomme 1992).

Habitat: É uma espécie de água doce, de hábitat generalista, ocorrendo em ambientes lênticos (lagos e reservatórios) e lóticos (rios), preferencialmente, em águas quentes e lentas, e com bastante vegetação (Bizerril 1999; Roll et al. 2007; Freyhof & Kottelat 2008; Córdova-Tapia et al. 2014).

Tem alta tolerância a uma vasta gama de habitats e condições (Lapidge 2003). As temperaturas preferidas variam entre 15 e 32°C, mas são capazes de sobreviver em lagos cobertos de gelo (cerca de 2°C) e lagoas muito mais quentes (até cerca de 40°C) (Horoszewicz 1973; Ott et al. 1980; Lapidge 2003). Ainda, é muito tolerante em baixas concentrações de oxigênio e água salobra (Ott et al. 1980; Lapidge 2003; Freyhof & Kottelat 2008).

Uso de habitat/Comportamentos: As carpas-comuns se movem a distâncias significativas, solitárias ou em cardumes, e formam agregações no inverno (Lapidge 2003). Também se dispersam por distâncias consideráveis entre lagos, quando há fluxo de água e, muitas vezes, ficam presas quando os níveis de água retrocedem, continuando a dispersão quando aumentam novamente (Lapidge 2003).

Período de atividade: Indivíduos são mais ativos durante o anoitecer e o amanhecer (Freyhof & Kottelat 2008).

Dieta: A dieta da carpa-comum é onívora/detrítivora, mas pode variar entre locais e época, de acordo com a disponibilidade de recursos (Hume et al. 1983; Lammens & Hoogenboezem 1991; Lapidge 2003). Alimenta-se de algas, macrófitas, detritos orgânicos e invertebrados bentônicos, crustáceos, pequenos peixes e ovos de salamandras e outros peixes (Arthington & McKenzie 1997; Wilson 2005; Freyhof & Kottelat 2008; Zambrano et al. 2010; Welcomme & Vidthayanon 2013; Córdova-Tapia et al. 2014). A preferência por cada item alimentar varia com o estágio de vida: jovens nos estágios iniciais se alimentam primariamente de organismos plantônicos, juvenis de macroinvertebrados e adultos tem a alimentação mais variada, incluindo invertebrados maiores, ovos de peixes e sementes (Koehn et al. 2000). O comportamento alimentar envolve sucção de sedimentos com os itens alimentares, retendo o alimento e expelindo partículas de sedimentos (Hickley et al. 2004).

Reprodução: Machos se tornam maduros, em média, com 3 a 5 anos, e fêmeas com 4 a 6 anos (Pinto et al. 2005; Freyhof & Kottelat 2008). No entanto, a maturidade reprodutiva é variável, provavelmente relacionada com a latitude e altitude, por exemplo, na Austrália, machos são maduros com 2 a 4 anos e fêmeas com 3 a 5 (Lapidge 2003).

As carpas-comuns tem alta fecundidade, sendo as fêmeas capazes de produzir até 2 milhões de ovos, ao longo da vida, variando com o tamanho da fêmea, temperatura da água e qualidade do habitat (Balon 1975; Lapidge 2003). Formam grupos de acasalamento de uma fêmea com vários machos, em habitats rasos com lento fluxo de água e com cobertura de macrófitas, onde as fêmeas espalham ovos e machos os fertilizam externamente (Freyhof & Kottelat 2008). A desova ocorre no intervalo de temperatura de 17 a 25°C, deste modo, pode ser sazonal ou ao longo do ano, a depender das condições locais; e em condições desfavoráveis, pode não haver nenhuma desova durante um ano (Cowx 2001; Lapidge 2003; Smith & Walker 2004; Freyhof & Kottelat 2008). A desova ocorre em várias semanas, com intervalos regulares, embora até 80% de ovos possa ser liberado no primeiro evento (Lapidge 2003).

Os ovos são pegajosos, e se fixam em plantas aquáticas, troncos ou outros materiais submersos, sem restrição quando ao tipo de substrato para adesão (Petr 2000; Lapidge 2003). O desenvolvimento dos ovos depende da temperatura e normalmente ocorre em até 8 dias, havendo registros de eclosão em 2 dias (Balon 1975; Adamek 1998; Lapidge 2003). Mas nem todos os ovos da mesma ninhada amadurecem ao mesmo tempo (Lapidge 2003). As larvas e juvenis habitam remansos ou margens, onde a água é mais quente e rasa (Freyhof & Kottelat 2008). A taxa de mortalidade é elevada (acima de 90%) no primeiro ano de vida – compensado pelo grande número de ovos –, pois os jovens são facilmente predados por peixes e aves, no entanto, o crescimento é muito rápido, atingindo um tamanho indisponível para a maioria dos predadores, diminuindo a pressão de predação (Adamek 1998; Lapidge 2003).

Impactos ecológicos: Os principais impactos causados pela carpa-comum são devido à excreção e ao hábito alimentar por sucção que arranca plantas aquáticas e suspende sedimentos, aumentando o assoreamento e a turbidez da água (Lamarra 1975; Braband et al. 1990; King 1995; Kohen et al. 2000; Petr 2000; Parkos et al. 2003; Lapidge 2003). A presença de carpa-comum em altas densidades também acarreta no aumento de nutrientes (principalmente fósforo) e partículas inorgânicas suspensas totais sendo considerada uma espécie engenheira de ecossistema, com fortes efeitos sobre a comunidade bentônica (Braband et al. 1990; Roberts et al. 1995; King et al. 1997; Robertson et al. 1997; Loughheed et al. 1998; Parkos et al. 2003; Lapidge 2003; Pimentel et al. 2005; Wilson 2005; Zambrano et al. 2010; Welcomme & Vidthayanon 2013; Bonneau & Scarnecchia 2014). A turbidez pode ter efeitos prejudiciais em peixes que dependem da visão para forragear, mas o principal efeito é a redução da penetração da luz que diminui a produção fotossintética e, logo, a produtividade primária do ecossistema aquático (Kohen et al. 2000; Zambrano et al. 2010). De fato, o aumento da turbidez causado pelas

carpas foi considerado o responsável pela redução de espécies de plantas aquáticas, em lagos no Canadá (Lougheed et al. 1998). Também há relação negativa entre a abundância de carpas-comuns e plantas aquáticas, pelo efeito da alteração das condições da água, e pelo consumo direto e desenraizamento ao alimentar (King & Hunt 1967; Fletcher et al. 1985; Winkel & Muelemans 1985; Meijer et al. 1990; Richardson et al. 1990; Roberts et al. 1995; Arthington & McKenzie 1997; Lundhom & Simser 1999; Parkos et al. 2003).

A presença de carpas também está relacionada com a redução de macroinvertebrados (Guziur & Wielgosz 1975; Richardson et al. 1990; Arthington & McKenzie 1997; Parkos et al. 2003; Lapidge 2003). Devido, principalmente, a redução destes invertebrados reguladores de algas, relações positivas entre o aumento da abundância de carpas-comuns e de algas e fitoplânctons também foram observadas (Lamarra 1975; Robertson et al. 1997; Lapidge 2003; Wilson 2005). Por outro lado, um estudo na Austrália revelou o aumento populacional posterior de alguns macroinvertebrados, beneficiados pelo boom de fitoplânctons (Robertson et al. 1995). Estes estudos revelam que os efeitos causados pela carpa-comum são diversos e complexos, pois as alterações nas propriedades e composições da água alteram as relações e processos ecológicos nas comunidades aquáticas (Kohen et al. 2000).

Há pouca comprovação de diminuições populacionais de peixes nativos causadas pela carpa-comum, no entanto, a redução da abundância e desaparecimento de peixes e outras espécies de vertebrados nativas foram registradas em locais com altas densidades de carpa-comum, provavelmente pela redução da qualidade da água, competição por alimento ou habitat, e predação de ovos (Wager & Jackson 1993; Kohen et al. 2000; Lapidge 2003; Pimentel et al. 2005; Savini et al. 2010; Zambrano et al, 2010; Welcomme & Vidthayanon, 2013).

Impactos sanitários: Diversos patógenos associados a carpas são conhecidos, incluindo parasitas, doenças fúngicas, bacterianas e virais (Jeney & Jeney 1995). Entretanto, são poucos os relatos de doenças serem transmitidas tendo carpas como vetor (Kohen et al. 2000).

Impactos econômicos: Não foram identificados registros comprovados de perdas econômicas associadas as carpas. Mas em regiões onde a pesca é parte importante da economia, para consumo ou lazer, foi observada a redução da atividade após a introdução da carpa (Lapidge 2003). Por exemplo, foi estimado para o Lago Gippsland (Austrália), o prejuízo de 175 milhões de dólares, em cinco anos, devido às perdas com a pescaria comercial de espécies nativas e redução de pescaria esportiva turística (Gippsland Lakes and Catchment Action Group 1996 apud Kohen et al. 2000). Também na Austrália, o aumento nos custos em alguns setores (suprimento de água e irrigação, agricultura, pesca comercial e esportiva, e turismo) foi levantado, devido aos danos causados pela carpa-comum (Kohen et al. 2000).

Descrição da legislação básica referente ao controle: A legislação nacional não regulamenta formas de controle de peixes exóticos (ou alóctones – ver definição na seção Resultados, item e). No entanto, há regulamentações quanto a sua introdução. Por exemplo, a Portaria IBAMA nº 145/1998 proíbe a introdução de

espécies de peixes de água doce, e o art. 22 do Código de Pesca (Lei nº 11.959/2009) indica “Na criação de espécies exóticas, é responsabilidade do aquicultor assegurar a contenção dos espécimes no âmbito do cativeiro, impedindo seu acesso às águas de drenagem de bacia hidrográfica brasileira.”. A Resolução CONAMA nº 459/2013 adverte que o uso de espécies exóticas em reservatórios artificiais para aquicultura seja licenciado, e há a exigência de que sejam apresentadas medidas de mitigação dos impactos potenciais. Todavia, como será discutido na seção Discussão, há um Projeto de Lei (PL 5989/2009) em tramitação no Congresso Nacional visando facilitar a introdução destes peixes.

Ações de controle testadas: Técnicas de controle mais comuns de peixes de água doce (como a carpa-comum) incluem a captura (pesca), barreiras, armadilhas, envenenamento e controle biológico (Baldry 2000). As ações de controle para espécies de peixes de água doce são similares, portanto, aqui serão listadas as técnicas identificadas também para outras espécies de carpa, uma vez que alguns destes métodos não são específicos.

O tratamento químico local pode ser uma alternativa com menor oposição pública e maior viabilidade de execução, sendo necessário o agrupamento (com uso de iscas) ou a identificação de pontos de concentrações dos peixes (através da observação visual de desova ou turbidez elevada, ou com uso de “carpa Judas”, em que um radiotransmissor é colocado em um macho mostrando a localização das agregações) (Eddy & Underhill 1974; Kahl 1991; Bonneau 1999; Wydoski & Wiley 1999; Diggle et al. 2012; Conallin et al. 2014). Rotetona é o piscicida mais comumente utilizado, aplicado por pulverizador ou estações de gotejamento (pouco eficiente em iscas), é absorvido pelas brânquias resultando em asfixia (Bonneau 1999; Wydoski & Wiley 1999; Baldry 2000). O uso de rotenona tem sido bem sucedido no controle e erradicação das carpas e outros peixes em lagos, mas, depende de vários fatores, como a turbidez e composição química da água, e resistência dos indivíduos (Hanson & Butler 1990; Bonneau 1999; Wydoski & Wiley 1999; Baldry 2000; Bonneau & Scarnecchia 2014; West et al. 2014). Tem-se ainda que o controle químico de peixes é de eficácia duvidosa a longo prazo, sendo necessária a combinação com outras técnicas para resultados duradouros (Kahl 1991; Sanger & Koehn 1996). Somado à isso e à oposição pública e aos elevados custos para grandes massas de água, o rotetona causa impacto adverso por sua alta toxicidade a outras espécies, como peixes e invertebrados, apesar de ter desintoxicação natural (Wydoski & Wiley 1999; Baldry 2000; West et al. 2014).

A captura (pesca) é um método mecânico frequente no manejo de peixes exóticos. Os métodos de pesca com redes são variados de acordo com o tipo de rede (em cone, de emalhe, de arrasto) e formas de uso e de captura (West et al. 2007). A pesca elétrica é uma outra alternativa, e consiste em um campo elétrico gerado entre dois eletrodos na água, acarretando contração muscular e paralisia temporária dos peixes, fazendo-os flutuar à superfície, onde podem ser facilmente capturados com redes (West et al. 2007). Os peixes se recuperam rapidamente após o desligamento da energia, tendo poucos danos negativos em espécies não-alvo, no entanto, indivíduos em águas profundas são pouco afetados (West et al. 2007). A pesca comercial também tem poucos

efeitos adversos, por selecionar espécies alvo, entretanto, exige esforço anual e o mercado pode ser imprevisível (Kahl 1991). Na Austrália, eventos de pesca esportiva de carpa são incentivados, se tornando mais populares à medida que o público reconhece como forma recreativa de ajudar no controle de peixes exóticos, além de ser uma ótima ocasião para sensibilização quanto a problemática das invasões biológicas e arrecadar recursos visando o repovoamento com espécies nativas ou outros projetos (Norris et al. 2014). Apesar da pesca recreacional, sozinha, poder não acarretar na redução populacional dos invasores, é uma importante ferramenta de divulgação, por exemplo, grande parte dos pescadores informaram participar dos eventos com a razão principal de remover carpas, motivo maior do que ganhar o prêmio ou pescar outras espécies nativas, por exemplo (Norris et al. 2014).

Ações direcionadas aos ovos são necessárias, seja por eliminação física do substrato onde se fixam, envenenamento localizado (aplicação de cal hidratado diretamente nas desovas) ou prevenção quanto à dispersão. Por exemplo, um lago, na Austrália, foi fechado para visitação, evitando a propagação dos ovos aderentes via barcos, motores de popa, vestimentas, entre outros (Diggle et al. 2012; Diggle & Wisniewski 2014).

Armadilhas também são usadas no controle de peixes (West et al. 2007; Conallin et al. 2014). Algumas foram desenvolvidas especificamente para a captura de carpas, explorando características particulares da espécie, como a capacidade em “empurrar” ao forragear (*“Carp push trap”*) ou o comportamento saltador (*“William’s Carp”*) (Stuart et al. 2006; Ayres & Clunie 2010; Thwaites et al. 2010; Conallin et al. 2014). Armadilhas que exploram comportamentos únicos são mais eficientes, mas deve-se avaliar se peixes nativos também exibem tais características (Conallin et al. 2014). Outras armadilhas não seletivas a carpas são utilizadas: armadilhas com iscas; *“Hooper”* com distribuidor de alimentos automatizado para atrair peixes para uma rede; armadilhas migratórias em escadas de peixe; e armadilhas de rede (*“trapnet”*) em afluentes (McComas 1993; Bonneau 1999; West et al. 2007).

A destinação dos peixes deve ser incluída no programa de controle. Há três principais formas de uso do peixe pós-abate: recurso direto (ex.: comercialização da carne), recurso indireto (ex.: fertilizante, adubo, ração), e produto residual (ex.: enterramento, incineração) (Baldry 2000; Jackson 2014). O uso como um recurso tem maior viabilidade e aceitação pública por não tratar como simples descarte (Jackson 2014).

A barreira é o método mecânico mais comumente utilizado devido à despesa única (basicamente, durante a implantação) e eficácia potencial ao longo de vários anos, ao passo que os outros métodos são considerados trabalhosos e com eficácia limitada em curto prazo (Wydoski & Wiley 1999). As barreiras físicas obstruem a passagem de peixes por telas, redes e cercas, e mas também há barreiras que separam completamente corpos d’água (com concreto e chapas) fornecendo um nível alto de confiança no bloqueio de transferência de espécies aquáticas, exóticas ou não (Bullow et al. 1988; Ayres & Clunie 2010; Daniel et al. 2014; USACE 2014). Barreiras comportamentais exploram os sistemas sensoriais das espécies e aplicam estímulo externo provocando o movimento dos peixes em outra direção, podendo ser: elétricas, acústicas, luminosas, ou cortinas de bolhas de ar

(Ayres & Clunie 2010). A barreira elétrica é a mais comum e cria um campo elétrico local que provoca sensação desagradável; em geral, a eficiência depende de propriedades químicas e físicas da água, e características individuais, por exemplo, peixes maiores recebem mais tensão e são afetados a distâncias maiores (Ayres & Clunie 2010). A confiabilidade e adequação das barreiras elétricas ainda é debatida (Verrill & Berry 1995; Therrien & Bourgeois 2000; Clarkson 2004; Ayres & Clunie 2010). Barreiras foram usadas para tentar impedir a propagação das carpas cabeça-grande e prateada (*Aristichthys nobilis* e *Hypophthalmichthys molitrix*) nos (EUA), por um sistema de portões (“GLMRIS Lock”), em que um portão é fechado assim que um barco passa, a água “infectada” é bombeada e substituída por água tratada (sem EEI), então o segundo bloqueio é aberto permitindo a condução do barco pelo canal (USACE 2014). Mas, em geral, o sucesso completo do uso de barreiras é improvável, pois jovens e larvas podem ultrapassar o bloqueio, além dos efeitos na migração de outras espécies e na restrição de barcos (Bullow et al. 1988; Kahl 1991).

Apesar destes métodos mecânicos (pesca, armadilhas e barreiras) serem os mais corriqueiros, o controle efetivo ou a erradicação de peixes exóticos por remoção física é geralmente considerada impossível; mas devem fazer parte de um manejo integrado, com múltiplas abordagens, aperfeiçoamento de técnicas e monitoramento (Bullow et al. 1988; Kahl 1991; Clout & Williams 2009; Conallin et al. 2014; Daniel et al. 2014).

Os vírus SVCV (Spring Viraemia of Carp Virus) e os herpesvírus-ciprinídeo (CyHV-1, CyHV-2 e CyHV-3) são letais em carpas, entretanto, sabe-se do potencial em infectar outros peixes (Ahne & Wolf 1997; Hedrick et al. 2000; Dikkeboom et al. 2004; Davidovich et al. 2007; El-Matbouli & Soliman 2011; McColl et al. 2014). Pesquisas intensas devem averiguar efeitos em outras espécies e a capacidade de transmissão pela água, ponderando a alta mutabilidade de vírus, que podem se tornar tão problemáticos ou mais que a invasão dos peixes exóticos (Koehn et al. 2000; McColl et al. 2014). Os recentes avanços na biologia molecular oferecem uma nova gama de técnicas potenciais para o controle de peixes (Grewe 1997; Koehn et al. 2000). Alguns destes métodos são: a) manipulação cromossômica: induz a esterilidade; b) tratamento hormonal: uso de testosterona para produzir apenas indivíduos machos e fêmeas não-reprodutivas (atuando como machos); c) manipulação transgênica: novo material genético introduzido para alterar o funcionamento sexual; d) Gene fatal: pela introdução de gene de fatalidade induzível ou programável (Grewe 1997; Koehn et al. 2000; Thresher et al. 2014).

Ações realizadas por UC: Não foi identificada ação realizada em UC federal para o controle de qualquer espécie de peixe exótico invasor. No entanto, houve sugestões:

- ESEC de Pirapitinga (MG): O gestor informou que a UC é uma ilha contornada por um lago com peixes exóticos, tucunarés (*Cichla monoculus* e *C. temensis*) e tilápia (*Tilapia rendalli*), e que esforços de aumento populacional de espécies nativas, pela soltura de alevinos pela CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba) são impactados pelas EEI os predam. Sugeriu fomentar campeonatos de pesca exclusiva para espécies exóticas, assim como o uso de barreiras de impedimento de passagem de

peixes. Estas ações, e outros métodos de controle de peixes, devem ser incentivados nesta UC para torná-la uma área piloto de controle de peixes exóticos, visando a replicação em outras UC.

- APA de Guapimirim (RJ): O gestor relatou um estudo populacional sobre o bagre-africano (*Clarias gariepinus*) em andamento, realizado pela UFRJ (Universidade Federal do Rio de Janeiro), e sugeriu também o estímulo à pesca esportiva de EEI.

O estímulo à pesca recreativa deve ser bem ponderada pelos gestores, uma vez que pode incentivar a soltura de mais indivíduos de espécies exóticas, ou a captura de espécies nativas. Por isso, os eventos de pesca devem ser muito bem utilizados para a divulgação da problemática da invasão da EEI, e dos impactos causados. Dessa forma, os pescadores deverão ser advertidos e conscientizados sobre a importância de se controlar estas espécies.

Recomendações específicas: Apesar de considerarmos aqui a carpa-comum como espécie representativa, parte destas recomendações podem ser aplicadas para outros peixes exóticos.

- Identificar áreas de agregações e desovas para a implementação dos métodos de controle, buscando, excluir os adultos antes de realizarem a desova e as larvas/juvenis antes de serem dispersados para outras áreas.

- Identificar e remover as desovas o quanto antes, uma vez que o período de desenvolvimento pode ser muito rápido (até 8 dias). A característica grudada dos ovos de carpa-comum pode ser considerada no método a ser aplicado.

- Realizar ou incentivar eventos recreativos de pesca de peixes exóticos, uma vez que as atividades serão realizadas por terceiros, havendo pouco ou nenhum recurso financeiro alocado pela equipe gestora. No entanto, deve-se avaliar juridicamente como este tipo de atividade pode ser implementado em UC, principalmente nas de Proteção Integral.

- Realizar campanhas de divulgação sobre a necessidade de controle e desestímulo à introdução de peixes, principalmente para espécies de interesse alimentar (ex.: tilápia e trutas) e recreacional (ex.: tucunarés e curvinas), que são voluntariamente introduzidos por órgãos públicos e pescadores desinformados. Materiais informativos e placas explicativas (principalmente em áreas de pesca) são essenciais.

- Participar de discussões políticas sobre o tema, em especial, as equipes gestoras das UC com registros de peixes exóticos, e outras áreas do ICMBio (ex.: CEPTA). Especificamente quanto ao PL 5989/2009 que visa equiparar a espécies exóticas de peixes a espécies nativas legalizando a introdução destas espécies, deve haver manifestação técnica e institucional.

3 – Invertebrado Terrestre

Espécie: *Achatina fulica* Bowdich, 1822

Nome Popular: Caramujo-gigante-africano, caramujo-gigante

Razões de seleção nos critérios de representatividade:

- Ocorrência registrada em 28 UC;
- Impactos afetam grupos taxonômicos variados, e impactos econômicos e sanitários;
- É uma das 100 dentre as piores espécies exóticas invasoras pela IUCN (Lowe 2000);
- Alto potencial de dispersão acidental de ovos e pequenos indivíduos em produtos agrícolas (Hubble 2011);
- Espécie registrada em 25 das 27 unidades da federação brasileiros (Fukahori & Zequi 2014);
- Há tentativas de ações de controle realizadas em UC;
- Devido aos impactos causados pela espécie, sua criação e comercialização são consideradas ilegais, em todo o território nacional (IN IBAMA nº 73/2005 e Parecer Técnico DPC/PPP/DDIV/MAPA - nº003/2003).

Habitat: É tolerante a uma variedade de condições ambientais, e resistente ao frio e à seca, desde que não haja exposição direta aos raios solares (Bequaert 1950; Raut & Barker 2002; Venette & Larson 2004; Eston et al. 2006). Os países em que há populações estabelecidas têm clima tropical – onde o status de praga foi atingido, entre oito meses a dez anos – sendo evidente a necessidade de temperatura alta, durante todo o ano, e muita umidade, pelo menos em parte do ano, pois durante a seca permanece em estivação dormente (Bequaert 1950; Raut & Barker 2002; Smith & Fowler 2003; Venette & Larson 2004).

É um gastrópode terrestre, capaz de se estabelecer em bordas de florestas, áreas modificadas e plantações, com tendência a se propagar em locais urbanos e agrícolas, pela grande disponibilidade e variedade de abrigos e alimento (inclusive lixo), e menor exposição a predadores (Wolfenbarger 1971; Takeda & Hiroshi 1988; DeWinter 1989; Takeuchi et al. 1991; Ahmed & Raut 1991; Raut & Barker 2002; Simião & Fischer 2004; Albuquerque et al. 2008). No entanto, indivíduos maiores são capazes de dispersar para áreas não perturbadas (Numazawa et al. 1988; Takeda & Hiroshi 1988). Apesar de ambientes modificados facilitarem seu estabelecimento, a limpeza de terrenos pode limitar a persistência da população (Duah & Monney 1999; Albuquerque et al. 2008).

Uso de habitat/Comportamentos: Há pouca restrição quanto ao uso de habitat, ocorre em materiais em decomposição e depósitos de lixo, sendo parcialmente arborícola, escalando árvores, arbustos, e edificações (Pereira et al. 2005).

Tem comportamento gregário e frequentes explosões populacionais, por exemplo, em uma ilha nas Filipinas, foram coletados 45 milhões de indivíduos em 1600 hectares, em apenas sete meses (Mead 1961; Maniappan et al. 1986 apud Raut & Barker 2002).

A umidade, o alimento, o tempo de jejum e a temperatura são fatores que induzem e influenciam na duração da estivação do caramujo-gigante-africano (Rahman & Raut 2010).

Período de atividade: Iniciam a atividade no final da tarde até o meio da manhã, se escondendo durante o dia, no entanto, podem ser ativos durante dias nublados ou chuvosos (Eston et al. 2006; Albuquerque et al. 2008; Fukahori & Zequi 2014).

Dieta: É principalmente herbívoro, mas também pode se alimentar de matéria orgânica derivada do lixo (Fischer & Colley 2005; Albuquerque et al. 2008). A alimentação é dependente da composição da comunidade vegetal, variando de acordo com a qualidade e quantidade, mas plantas vasculares parecem ser preferidas (Raut & Barker 2002; Albuquerque et al. 2008). Ainda, caramujos jovens selecionam plantas mais suaves, como banana, feijão e calêndula, enquanto os adultos se alimentam de uma variedade maior de plantas (Singh & Roy 1979; Thakur 1998). O hábito saprófito já foi observado, alimentando-se de fezes de cavalos e gado, além de relatos sobre predação em outros moluscos (Albuquerque et al. 2008; Meyer et al. 2008). De fato, alguns autores sugerem que possa ser um generalista (Vinci et al. 1988).

Reprodução: É hermafrodita protândrica com cópula recíproca, ou seja, os jovens produzem apenas esperma e os mais velhos produzem esperma e óvulos, com troca recíproca de espermatozoides entre os dois indivíduos (Tomiyama 1993). Possui a capacidade de armazenamento de esperma por até 350 dias, e posteriormente produz ovos (Raut & Barker 2002). O tempo de incubação dos ovos varia de um a 25 dias, no entanto, todos os ovos da mesma ninhada eclodem no mesmo período (dentro de 24 horas) (Pawson & Chase 1984).

A espécie é considerada altamente prolífica, uma vez que a maturidade é precoce (entre quatro a oito meses) e apresenta longevidade de até cinco anos, com cinco a seis oviposições anuais de até 400 ovos por postura (Pawson & Chase 1984; Tomiyama & Miyashita 1992; Tomiyama 1993; Raut & Barker 2002; Pereira et al. 2005; Fukahori & Zequi 2014).

O caramujo-gigante-africano pode ter gônadas ativas durante o ano inteiro, com atividade reprodutiva maior em períodos mais úmidos, de fato, há relação positiva entre a chuva e a reprodução, e evidências das diferenças anuais de precipitação afetarem a condição reprodutiva (Berry & Chan 1968; Silva & Omena 2014).

Impactos ecológicos: Os principais impactos são herbivoria de plantas nativas e competição com gastrópodes nativos (Raut & Barker 2002; Moore 2005). A fase mais vulnerável é a plântula e, em indivíduos mais maduros, o dano varia entre espécies, algumas vezes envolvendo desfolhamento e em outras os caules, flores ou frutos (Raut & Barker 2002). Em grandes densidades populacionais, os caramujos podem quebrar galhos e caules (Raut & Barker 2002). No Brasil, há caramujos gigantes nativos (ex.: *Megalobulimus* spp.) com tamanho semelhante ao *A. fulica*, com os quais compete por alimento e território (Colley & Fischer 2009; Fukahori & Zequi 2014). Em laboratório, na presença do caramujo-africano, indivíduos do molusco brasileiro aruá-do-mato (*M. oblongus*) entram em letargia seguida de morte em poucos dias, situação que pode ocasionar em redução

populacional de espécies nativas, caso ocorra em ambientes naturais (Coelho 2005). Ainda, espécies de *Megalobulimus* são frequentemente confundidas com a invasora e por isso sacrificadas (Zanol et al. 2010).

Grandes populações de caramujo-gigante-africano podem alterar a cadeia alimentar por constituir fonte alternativa de alimento aos predadores (Mead 1961). Ainda, o carbonato de cálcio em suas conchas em decomposição neutraliza solos ácidos, alterando as propriedades do solo e os tipos de plantas que podem crescer nesses ambientes (Mead 1961).

Impactos sanitários: O caramujo-gigante-africano atua como transmissor de vermes causadores de doenças a seres humanos como a meningoencefalite eosinofílica e angiostrongilose abdominal: *Angiostrongylus cantonensis* e *A. costaricensis* (Kliks et al. 1982; Kliks & Palumbo 1992; Teles et al. 1997; Carvalho et al. 2003; Lv et al. 2009. Fontanilla & Wade 2012; Fukahori & Zequi 2014). Os humanos são infectados pela ingestão de caramujos mal cozidos ou de hortaliças contaminadas com as larvas dos parasitas, via muco do molusco (Moore 2005; Faraco 2006). No Brasil, há registros de caramujos-gigantes-africanos infectados por *A. cantonensis*, desde 2007, mas não por *A. costaricensis*, que também é transmitido por caramujos nativos (Faraco 2006; Caldeira et al. 2007; Brasil 2008; Lima et al. 2009).

Há relato, no Brasil, de transmissão do verme *Aelurostrongylus abstrusus*, causador de infecção pulmonar em gatos, pela predação do caramujo-gigante-africano contaminado (Thiengo 2008; Zanol et al. 2010). Larvas dos nematódeos *Rhabditis* sp. e *Strongyluris*-like, de importância veterinária, também foram encontradas em exemplares do caramujo, no país (Zanol et al. 2010). Através de suas fezes, o caramujo-gigante-africano dispersa esporos de *Phytophthora palmivora*, *P. colocasiae* e *P. parasítica*, responsáveis por doenças em plantas (Mead 1961; Raut & Barker 2002). Além disso, pode auxiliar na propagação de outras doenças a organismos nativos através de suas trilhas de muco e materiais fecais (Raut & Barker 2002).

Impactos econômicos: O principal impacto causado pelo caramujo-gigante-africano é sobre plantações, sendo considerada peste agrícola (Hodasi 1979; Raut & Ghose 1984; Srivastava 1992; Raut & Barker 2002; Venette & Larson 2004). Raut & Barker (2002) relatam quatro tipos de perdas econômicas na agricultura, causadas por essa espécie: (i) Perda direta de espécies cultivadas; (ii) transmissão de doenças às plantas; (iii) limitações de espécies que podem ser cultivadas; e (iv) custos de controle. Portanto, os prejuízos econômicos não são apenas pelos danos nas culturas, mas também nas medidas de controle, que varia de 60 mil dólares para coleta manual por sete meses, até 700 mil dólares para a erradicação (Muniappan et al. 1986; Smith & Fowler 2003; Albuquerque et al. 2008).

Descrição da legislação básica referente ao controle: Em 2005, a criação e comercialização do caramujo-gigante-africano foram proibidas, em todo o território nacional, pela IN IBAMA nº 73/2005. Esta IN autoriza os órgãos competentes federais, estaduais e municipais, bem como as organizações não governamentais, a implementar medidas de controle, coleta e eliminação dos exemplares do caramujo. A

metodologia estabelecida para este controle e eliminação deve estar em acordo com a legislação vigente (art. 4º), sem esclarecimentos mais detalhados sobre quais seriam estas metodologias, no entanto, devem estar condizentes, com a Lei da Fauna (Lei nº 5.197/1967) e Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998), no mínimo. O Parecer Técnico DPC/PPP/DDIV - nº003/2003, emitido pelo MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento) também considera ilegal a atividade comercial utilizando esta espécie.

A IN IBAMA nº 141/2006 (sobre o controle da fauna sinantrópica nociva e seu manejo ambiental) indica os invertebrados de interesse epidemiológico, previstos em programas e ações de governo são passíveis de controle por órgãos de governo da Saúde, da Agricultura e do Meio Ambiente, sem a necessidade de autorização do IBAMA. Entre eles, encontram-se citados os termos “moluscos de interesse epidemiológico” e “invertebrados classificados como pragas agrícolas pelo Ministério da Agricultura”. Portanto, a legislação brasileira prevê que espécies prejudiciais à saúde humana e aos sistemas produtivos, como o caramujo-gigante-africano, sejam controladas por órgãos de governo. Algumas campanhas de controle da espécie vêm sendo implementadas por governos do estado ou prefeituras (ex.: GO, PR, SC, RJ).

Ações de controle testadas: O controle químico tem usado várias substâncias moluscidas. O metaldeído induz a morte por desidratação, podendo ser absorvido por ingestão ou pelo pé do molusco, e foi considerado parcialmente seguro para a vegetação, outros animais e humanos (Peterson 1957; Nair et al. 1968; PAL 1999; Prasad et al. 2004). O arsenito de sódio pulverizado no solo e na vegetação atingiu quase 100% de mortalidade, na ilha de Guam, mas, devido à alta toxicidade não foi considerado seguro em áreas residenciais e agrícolas (Peterson 1957). O cloreto de sódio (sal) pode ser aplicado diretamente nos indivíduos, como barreira no perímetro de zonas infestadas ou em *sprays* de água salgada, no entanto, frequentemente causa queimaduras na folhagem e resulta em solos salgados prejudicando a vegetação (Peterson 1957; PAL 1999; Brasil 2008; Carvalho 2014). O uso de iscas, com alimentos de preferência do caramujo, pode reduzir os efeitos negativos em outras espécies e meio ambiente (Panigrahi & Raut 1993; Prasad et al. 2004; Ciomperlink et al. 2013). Iscas de metaldeído e arseniato de cálcio são eficazes (morte em até 1h, após a ingestão) e relativamente seguras em infestações localizadas, e as carcaças também são letais para os caramujos que as consomem (Peterson 1957). Em áreas de precipitação elevada e imprevisível, o uso destas substâncias é pouco eficaz pois são lavadas pelas chuvas, necessitando de novas aplicações ou proteção em abrigos, além de contaminar o ecossistema e outras espécies (Peterson 1957; PAL 1999; Prasad et al. 2004). Alguns compostos vegetais têm sido estudados, por apresentarem propriedades moluscidas naturais (Panigrahi & Raut 1994; Gallardo et al. 1998; Dos Santos & Santana 2001).

Invertebrados predadores de gastrópodes terrestres, especialmente outras espécies de moluscos (*Gonaxis kibweziensis*, *G. quadrilateralis* e *Euglandina rosea*) e planária turbelária (*Platydemus manokwari*), foram utilizados na tentativa de controle biológico do caramujo-gigante-africano, em ilhas (Peterson 1957; Davis & Butler

1964; Krauss 1964; Muniappan 1987; Hopper & Smith 1992; Civeyrel & Simberloff 1996; Simberloff & Stiling 1996; Takeuchi 1991; Cowie 2001). No entanto, na maioria destas introduções, não houve comprovação da efetividade do biocontrole e, em alguns casos, as espécies introduzidas tiveram grandes efeitos negativos sobre as nativas, resultando em maiores impactos do que o próprio caramujo-gigante-africano (Mead 1956; Peterson 1957; Murray et al. 1988; Hopper & Smith 1992; Hadfield et al. 1993; Civeyrel & Simberloff 1996; Stone 1999; Cowie 2001; Prasad et al. 2004; Ohbayashi et al. 2010; Sugiura 2010).

A coleta manual seguida de abate é sugerida por não afetar outras espécies, mas necessita de considerável recurso humano e regularidade até que a população diminua significativamente (Civeyrel & Simberloff 1996; Teles & Fontes 2002; Durço et al. 2013; Fukahori & Zequi 2014). Portanto, o apoio da comunidade e voluntários é essencial (PAL 1999; Simião & Fischer 2004; Fukahori & Zequi 2014). O controle sugerido pelo Programa de Vigilância e Controle da Esquistossomose (PCE) enfatiza, principalmente, a coleta manual com posterior abate e destruição (Brasil 2008). A coleta é mais eficaz durante o crepúsculo ou a noite, quando os indivíduos são mais ativos (Simião & Fischer 2004; Fukahori & Zequi 2014). Também é importante coletar os ovos, de fácil reconhecimento por estarem semi-enterrados ao solo, de tamanho médio de 5cm e cor amarelada (Brasil 2008). Os caramujos e ovos podem ser abatidos pela imersão em solução de cloro ou água com sal por 24hs, ou amassados/quebrados (PAL 1999; Brasil 2008; Carvalho 2014; Fukahori & Zequi 2014). As carcaças devem ser incineradas ou enterradas com cal virgem, para evitar contaminação do solo e lençol freático (Brasil 2008; Carvalho 2014; Madella & Auricchio 2014). Caso contrário, as conchas devem ser quebradas, para evitar acúmulo de água e ocorrência de larvas do mosquito *Aedes aegypti*, vetor do vírus do dengue (Carvalho 2014; Fukahori & Zequi 2014). As carcaças podem ser usadas como fertilizantes, misturando o líquido resultante da decomposição em água (Peterson 1957).

No entanto, o controle manual pode não ser suficiente, pela dificuldade de detecção dos indivíduos e recolonização por indivíduos das redondezas, sendo necessário aprimorar técnicas e armadilhas para captura seletiva da espécie (Simião & Fischer 2004).

A deposição de resíduos sólidos favorece o aumento populacional, portanto, algumas medidas consistem apenas na limpeza e eliminação de entulhos, lixos e restos de culturas (Duah & Monney 1999; PAL 1999; Simião & Fischer 2004; Albuquerque et al. 2008). Ainda, considerando que um dos principais impactos da espécie é sobre culturas agrícolas, o uso de barreiras para proteger plantações tem sido bastante estudado, como a remoção da vegetação, faixas de areia ou cinzas, ou cerca viva, por exemplo, espécies do gênero *Annona* afastam o caramujo, sem induzir a mortalidade (Peterson 1957; PAL 1999; Prasad et al. 2004).

Ações, em nível nacional, foram realizadas para assessorar prefeituras e capacitar profissionais de saúde, educadores e líderes comunitários para implementação do manejo do caramujo-gigante-africano: o Programa Nacional de Saneamento Ambiental da Invasão de *A. fulica* - Preocupação Nacional, elaborado pelo Instituto

Brasileiro de Helicicultura (IBH); e o Plano de Ação de Combate ao Caramujo Africano *A. fulica*, pelo IBAMA (Amaral 2002; Colley & Fischer 2009; Fukahori & Zequi 2014). Orientações sobre medidas de controle (coleta, abate e destino da carcaça) são repassadas a comunidade por alguns governos do estado (ex.: GO, RJ, SC e PR) (Coelho 2005; CEVAS 2015; DIVE 2015; IAP 2015;). Em Londrina (PR), há um atendimento de denúncias em que a população informa a ocorrência dos caramujos, e os agentes fazem visita capturam e incineraram os caramujos (Fukahori & Zequi 2014).

Ações realizadas por UC: Apenas três UC indicaram realizar alguma ação na tentativa de controlar esta espécie.

- REBIO de Poço das Antas (RJ): A ação realizada foi captura manual, esmagamento e quebra das conchas, e enterramento das carcaças, e contou com trabalho de brigadistas, recurso humano essencial, principalmente para localização e captura dos indivíduos. O getor relatou que os animais foram coletados no entorno da sede administrativa, e após a ação, a espécie não foi mais avistada, mas não informou se houve monitoramento ou busca de indivíduos em áreas além do entorno da sede, para verificar se ainda há ocorrência da espécie na UC. Portanto, não se pode afirmar que a espécie tenha sido, de fato, controlada ou erradicada da UC.

- REBIO União (RJ): O gestor informou apenas terem eliminado a flora exótica atrativa. Não foi esclarecido se após esta ação, os indivíduos não foram mais visualizados. No entanto, como não houve atividade para redução populacional é possível que os indivíduos tenham apenas se deslocado para outras áreas.

- ARIE Mata de Santa Genebra (SP): O gestor descreveu que foi realizada a coleta manual e instalação de cercas, e que esta ação foi parcialmente efetiva. Esclareceu que as constantes trocas de equipes dificultaram a continuidade das ações, e o monitoramento.

As ações realizadas por UC foram incipientes, no entanto, estão de acordo com algumas formas de controle disponível na literatura (em especial, a coleta manual). Contudo, devido à inexistência de monitoramento da efetividade das ações ou buscar novos focos da espécie nas UC, o controle da espécie não deve ser considerado bem sucedido.

Recomendações específicas:

- Realizar buscas por caramujos ou ovos no material alimentício (verduras e legumes), assim que houver descarregamento na sede da UC, visando o abate, como prevenção a introdução acidental. Divulgar e incentivar esta atividade aos moradores da UC.

- Realizar campanhas de captura preferencialmente no crepúsculo e a noite, quando a espécie é mais ativa.

- Realizar coleta manual, seguida de abate e incineração ou enterramento. Os controles biológico e químico não são indicados, devido aos efeitos adversos ao solo e outras espécies.

- Utilizar de apoio de brigadistas, quando houver, e buscar voluntários (Programa de Voluntários) para auxiliar no controle manual da espécie, uma vez que a coleta dos indivíduos é simples.

- Incentivar pesquisas para aprimorar o controle químico, uma vez que estas ações podem ter influência significativa em populações maiores. Efeitos adversos devem ser melhor estudados, para evitar contaminações no solo e em outras espécies.

- Realizar eventos divulgadores junto a residentes da UC e do entorno, esclarecendo: (i) impactos causados, (ii) ações de prevenção e controle, (iii) diferenças entre o caramujo-gigante-africano e espécies nativas (principalmente do gênero *Megalobulimus*), para evitar o abate destas, e (iv) riscos sanitários, desencorajando seu consumo.

- O uso de cercas-vivas de espécies do gênero *Annona* (em especial *A. glabra*) pode ser uma boa alternativa para evitar a propagação de espécie na UC. Deve-se avaliar se estas plantas não são de ocorrência exótica na área de UC.

- Buscar apoio junto às secretarias ou prefeitura, nos municípios ou estados em que ações de controle são implementadas por estes órgãos.

4 – Invertebrado Aquático

Espécie: *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829

Nome Popular: Coral-sol, coral-laranja

As informações aqui descritas sobre história de vida e ações de manejo são válidas para a outra espécie de coral-sol *T. tagusensis*, também invasora em UC na costa brasileira.

Razões de seleção nos critérios de representatividade:

- Ocorrência registrada em 6 UC;
- Impactos afetando grupos taxonômicos variados; pode causar impacto econômico;
- É uma espécie engenheira;
- Há tentativas de ações de controle realizadas em UC;
- Há outra espécie do mesmo gênero (*T. tagusensis*) na lista de EEI da fauna em UC.

Habitat: É um coral azooxantelado (sem requisito a luz solar), logo, pode se estabelecer e desenvolver em substratos com variadas inclinações, como cavernas, e embaixo de rochas, e em grandes profundidades (Paula & Creed 2004; Paula & Creed 2005; Ferreira et al. 2008). Mas também já foram encontrados em áreas com muita luminosidade: em zonas sub-maré em profundidades rasas até 3m, inclusive expostos ao ar na maré baixa (Paula & Creed 2004, 2005; Creed 2006). Possui hábito generalista, colonizando substratos naturais e artificiais (como bóias, granito, cimento, aço e telha) e muitas vezes dominam habitats tropicais não ocupados por outras espécies de corais, como naufrágios e plataformas de petróleo (Cairns 2000; Fenner & Banks 2004; Sammarco et al. 2004; Vermeij 2006; Creed & Paula 2007; Glynn et al. 2008; Mangelli & Creed 2012; Sammarco 2013). Aliás, a espécie

possui ampla faixa de tolerância, não se conhecendo, atualmente, fatores ecológicos que limitem sua ocorrência (Creed & Oliveira 2005).

Uso de habitat/Comportamentos: É um coral ahermatípico, ou seja, não desenvolve recifes (Paula & Creed 2005). Pesquisadores sugerem que o processo de fixação ocorre primeiro em habitats com pouca luz com posterior expansão para áreas expostas a luz (Ferreira et al. 2004). Outros autores propõem que a utilização de substratos artificiais ocorra no início do estabelecimento na nova comunidade (Mangelli & Creed 2012). Assim, os substratos artificiais podem aumentar a abrangência geográfica do coral-sol como “trampolins” na colonização (“*stepping stones*”), atuando como um novo habitat facilitador da expansão do invasor para os substratos naturais adjacentes (Sammarco et al. 2004; Lira et al. 2010).

Tem alta resistência ao estresse ambiental, sendo uma das poucas espécies de coral sobreviventes ao El Niño, em Galápagos, entre 1982 e 1983 (Robinson 1985).

Período de atividade: Característica desconsiderada para espécies de corais.

Dieta: Por serem azooxantelados (sem simbiose com algas zooxantelas que proveriam suas necessidades energéticas por fotossíntese) são heterotróficos, se alimentando de plânctons (suspensívoros oportunistas), portanto, geralmente, se fixam em locais de passagem de correntes marinhas ricas em nutrientes (Kitahara 2006; Kitahara et al. 2009; Silva et al. 2011; Miranda & Maia-Nogueira 2012).

Reprodução: Reproduz sexuada e assexuadamente (Ferreira et al. 2008). Assexuadamente, o coral-sol produz outra colônia a partir de um pólipo “corredor”, alongando um tecido fino e formando um novo pólipos; e pode liberar pólipos da colônia-mãe para formar outra colônia (Vermeij 2005; Capel et al. 2014). É hermafrodita e produz plânulas (larva ciliada, livre-natante, até de 1,5 mm de diâmetro) de forma sexuada e assexuada, logo, a dispersão também pode ocorrer por correntes (Ayre & Resing 1986; Glynn et al. 2008). A fecundação é interna e as larvas permanecem ativas por três a 18 dias (Reyes-Bonilla et al. 1997; Paula et al. 2014). Entretanto, Fenner (2001) sugeriu viabilidade superior a 100 dias.

A reprodução é contínua com várias fases de desenvolvimento de oócitos, cistos espermáticos e larvas ao mesmo tempo, no mesmo pólipos (Paula et al. 2014). A maior liberação de plânulas pode ocorrer nos meses mais quentes, nos meses mais úmidos e próximos a lua nova (Glynn et al. 1994; Glynn et al. 2008).

Tornam-se sexualmente ativos com apenas dois pólipos de 1,6 a 2,5 cm de diâmetro (cerca de 1,5 anos), contendo óvulos ou plântulas, e o crescimento médio é 3cm²/ano, dados considerados altos para corais (Fenner & Banks 2004; Vermeij 2006; Glynn et al. 2008). De fato, sugerem-se que suas grandes abundâncias são ocasionadas pela maturidade precoce, alta fecundidade, crescimento inicial acelerado, período reprodutivo prolongado e capacidade de dispersão generalizada (Fenner & Banks 2004; Vermeij 2005; Glynn et al. 2008).

Impactos ecológicos: A estrutura da comunidade é alterada após o estabelecimento e dominância do coral-sol, reduzindo a heterogeneidade de habitat (Lages et al. 2011). É um forte competidor por espaço,

principalmente, com esponjas e corais nativos (Fenner 2001; Ferreira et al. 2004; Lages et al. 2005; Paula & Creed 2005; Creed 2006; Vermeij 2006; Mangelli & Creed 2012). A exclusão local dessas espécies pode ocorrer, reduzindo a produtividade de todo o ecossistema, ao substituir corais autotróficos por esta espécie heterotrófica (Creed 2006; Miranda & Maia-Nogueira 2012). A partir de produção de metabólitos secundários, o coral-sol induz a necrose em outras espécies, em até 5cm de distância, em especial no coral *Mussismilia hispida*, endêmico do Brasil, e coloniza as áreas mortas do coral nativo, prevalendo competitivamente (Lages et al. 2005; Creed 2006; Lages et al. 2012; Santos et al. 2013). Ainda, possui substâncias de defesa que afetam larvas de outras espécies de invertebrados e evitam a predação por peixes, o que aumenta a capacidade competitiva, uma vez que a pressão de predação é maior nos outros corais (Koh & Sweatman 2000; Lages et al. 2005, 2010a, 2010b).

Também foi observada a alteração de habitats, modificando processos físicos e químicos locais, o que pode desencadear condições favoráveis para espécies com outras características (diferentes das espécies constantes na comunidade pré-invasão), inclusive de outros invasores, criando assim um *feedback* positivo que acelera novas invasões (Lages et al. 2011). Portanto, o coral-sol é considerado uma espécie engenheira de ecossistema, pois controla a disponibilidade de recursos a outras espécies pela alteração física nas características bióticas ou abióticas devido a modificação de habitat (Jones et al. 1997; Lages et al. 2011).

Impactos sanitários: Desconhecido

Impactos econômicos: Recentemente, observou-se que cultivos de mexilhão *Perna perna* (espécie exótica, no entanto, não-invasora, e de uso comercial), na costa brasileira, estão sendo substituídos pelo coral-sol, ameaçando a economia local de pescadores que dependem da venda dessa espécie de mexilhão (Mantelatto & Creed 2014).

Descrição da legislação básica referente ao controle: Diferente das orientações referentes às introduções acidentais via águas de lastro, ainda não há instrumentos legais ou diretrizes internacionais para evitar ou minimizar invasões via bioincrustação (Ferreira et al. 2008). Em relação às preocupações ambientais quanto a este tema, há apenas a proibição de substâncias tóxicas em tintas anti-incrustantes – o biocida tributilestanho (TBT). A proibição do TBT foi estabelecida pela OMI (Organização Marítima Internacional), em 2001, na Convenção Internacional sobre Controle de Sistemas Anti-incrustantes Danosos em Embarcações, assinada pelo Brasil, em 2002 (Champ 2000; OMI 2001; Ferreira et al. 2006; Ferreira et al. 2008; Martins & Vargas 2013). Nesse sentido, em 2007, a Marinha do Brasil instituiu a Norma da Autoridade Marítima para o Controle de Sistemas Anti-incrustantes Danosos em Embarcações, proibindo o uso de compostos orgânicos de estanho (como o TBT) em tintas anti-incrustantes em embarcações brasileiras e estrangeiras que atracarem em portos brasileiros (NORMAM-23/DPC) (Marinha do Brasil 2007).

Portanto, não há legislação básica referente à prevenção em relação à introdução e ao controle de espécies incrustantes, como o coral-sol.

Ações de controle testadas: A rápida expansão ao longo da costa associada aos hábitos crípticos da espécie, colonizando áreas sem acesso a luz como cavernas e saliências, tornam a erradicação uma tarefa difícil (Ferreira et al. 2008).

O Ministério do Meio Ambiente sugere o controle químico do coral-sol, pelo uso de tintas anti-incrustantes (MMA 2009). Como já informado, apesar de ser considerado altamente eficaz como anti-incrustantes, o uso de tintas a base de compostos orgânicos de estanho (como o TBT) é proibido, além serem extremamente tóxicas para outras espécies não incrustantes, e serem transferidas na cadeia alimentar (bioacumulação), sendo prejudicial à saúde humana (Bryan et al. 1989; Kannan & Falandysz 1997; Minchin & Sheehan 1999; Champ 2000; Lewis 2002; Godoi et al. 2003; Ferreira et al. 2006; Martins & Vargas 2013). Portanto, tintas anti-incrustantes à base de outros produtos são sugeridas: silicone ou fluoropolímeros; óxidos de cobre; óxido cuproso; e compostos hexacianoferratos ou hexacianos (Godoi et al. 2003; Ferreira et al. 2006; Martins & Vargas 2013). No entanto, estudos também indicam a toxicidade de algumas destas tintas ao meio ambiente (Voulvoulis et al. 2000; Okamura et al. 2002; Kobayashi & Okamura 2002; Saphier & Hoffmann 2005; Johnson et al. 2007; Martins & Vargas 2013). Componentes isolados de metabólitos secundários de algas vermelhas e bactérias, enzimas e substâncias sintéticas são alternativas ambientalmente viáveis que estão sob estudo (Burgess et al. 2003; Godoi et al. 2003; Da Gama et al. 2008; Kristensen et al. 2008; Martins & Vargas 2013). Contudo, não foi identificado nenhum controle químico específico ao coral-sol. Aliás, o principal interesse no desenvolvimento destas tintas é econômico, uma vez que a bioincrustação aumenta o consumo de combustível de embarcações (Cham & Lowenstein 1987; Godoi et al. 2003; Martins & Vargas 2013). Logo, não visam reduzir a introdução ou controlar EEI, como o coral-sol.

A coleta manual dos indivíduos é a principal forma de controle. No Brasil, o Projeto Coral-Sol é uma iniciativa para manejar estas espécies estabelecidas, desde 2006, e se baseia nessa forma de controle (MMA 2009; Creed 2012). Este método tem sido eficaz na remoção de adultos e na redução da pressão de propágulos e da propagação destes corais (Silva et al. 2014). As buscas bibliográficas feitas neste estudo indicaram que o Brasil é o único país onde há ações de controle do coral-sol, apesar do reconhecimento de invasão desta espécie em outros países.

A baixa salinidade é usada no abate do coral-sol. A mortalidade de 50% da colônia é atingida em três dias, com salinidade de 2 PSU (Unidades Práticas de Salinidade), e de 100% em apenas 120 minutos, quando imerso em água doce. Portanto, após a coleta dos indivíduos, podem ser submergidos em água doce. Água doce poderia ser usada como forma de prevenção rotineira em vetores potencialmente transportadores de EEI bioincrustantes (Moreira et al. 2014). Confirmada a mortalidade de todos os indivíduos, seus esqueletos podem ser liberados novamente no mar, para servir de substrato a outras espécies. E, parte dos indivíduos podem ser doados para coleções de Universidades ou Instituições de Pesquisa, e atuar como divulgador da problemática da bioinvasão,

além de serem utilizados em capacitações para identificação da espécie, auxiliando na localização de novos focos de ocorrência.

Ações realizadas por UC: Três UC realizam manejo do coral-sol, por coleta manual, via operações de mergulho.

- ESEC de Tamoios (RJ): O gestor da UC informou que a remoção total em locais com rara ou baixa abundância foi atingida, e o controle em locais com alto índice de invasão resultou na redução momentânea do número de adultos reprodutivos, reduzindo assim a pressão de propágulos. Complementarmente, a equipe da UC realizou ação de divulgação a partir de uma Oficina de Capacitação e uma Operação de manejo com envolvimento e a participação de órgãos ambientais (federal, estadual e municipal), outras UC, operadoras de mergulho, catadores e imprensa. O gestor indica que ações para identificação do risco, detecção precoce e monitoramento dos vetores de introdução pode reduzir a probabilidade de novas introduções no Brasil. O manejo é realizado pela equipe gestora em parceria com o Projeto Coral-Sol.

- ESEC Tupinambás (SP): O gestor relatou que manejo do coral-sol na UC está em fase inicial, todavia, já foram observadas necessidades específicas de levantamento, mapeamento e avaliação de métodos de retirada/controle. As ações desta UC também contam com a parceria do Projeto Coral-Sol.

- REBIO Marinha do Arvoredo (SC): A gestora expôs que há necessidade de monitoramento e ações constantes, devido a rápida reprodução da espécie e formação de colônias em áreas profundas. Indicou que o controle e erradicação pode ocorrer, desde que haja manejo sistemático e monitoramento contínuo buscando novos pontos de invasão; além da formação de uma rede de monitoramento, com a participação ativa de mergulhadores locais. A remoção manual dos indivíduos é feita pela equipe do ICMBio em parceria com Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Além destas UC, o MONA das Ilhas Cagarras (RJ) informou que irá iniciar a remoção e o monitoramento das colônias do coral-sol.

Recomendações específicas:

- Formar uma rede de parceiros entre as UC marinhas e Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação Marinhos do ICMBio com ONGs e instituições de pesquisa, para monitorar a invasão do coral-sol, buscando novos pontos de ocorrência e executando o controle físico.

- Realizar campanhas de divulgação da invasão biológica, principalmente com mergulhadores e pescadores, visando parceria na identificação de novos pontos de invasão, uma vez que a ocorrência destas espécies é de difícil detecção por serem subaquáticas, e no controle. Um protocolo estabelecendo formas de identificação, marcação do ponto e repasse a equipe gestora, e metodologia de controle pode ser necessário.

- Estimular pesquisas buscando métodos químicos (tintas antiincrustantes) ambientalmente viáveis direcionados a espécie como forma de prevenção a novas introduções. Ou ainda a busca de substâncias

específicas que reduzam a reprodução ou induzem a mortalidade das plânulas (estágio larval), uma vez que o método mecânico é efetivo apenas na remoção de adultos, e demandam intenso recurso humano.

Discussão

Levantamento Bibliográfico e Aplicação de Questionários

A principal fonte de dados foi a partir do questionário respondido pelos gestores das UC, mostrando sua utilidade e relevância na obtenção de informações. Mais de um terço das 320 UC atualmente existentes respondeu ao questionário, valor expressivo, uma vez que algumas UC não contam com servidores, logo, não há responsáveis diretos para preencher o questionário. Por exemplo, sete UC federais foram criadas no final do ano de 2014, após a submissão do questionário (Brasil 2014). Um importante fator contribuidor para o sucesso de retorno dos questionários foi a forma concisa e direta das perguntas, sendo a maioria das questões objetivas, com opções de respostas pré-listadas. Dessa forma, o preenchimento não demandou tempo excessivo dos gestores das UC (cerca de 20 minutos). Não obstante, também contava com campos para os respondentes discorrerem melhor sobre suas ponderações. Outro motivo para o bom retorno pode ser a preocupação dos gestores com o tema de EEI, talvez pelo fato de alguns já terem identificado impactos causados por estas EEI, aumentando o interesse em contribuir com estudos sobre o tema.

No entanto, uma possível desvantagem deste tipo de questionário foi a enumeração de espécies já levantadas como EEI em UC, que pode ter induzido a indicação de ocorrência em algumas UC, mesmo sem o real avistamento destas espécies. Fato este que deve ter ocorrido, por exemplo, com as espécies de roedores, camundongo *Mus musculus* e ratos *Rattus* spp. Alguns gestores relataram ter pesquisado imagens das espécies listadas em sítios de buscas, processo em que espécies morfológicamente semelhantes podem ter sido confundidas com as EEI listadas no questionário. Além disso, alguns gestores contaram com a ajuda de moradores da UC ou servidores (ex.: vigilantes), para identificar estas espécies. Apesar de ser um artifício valioso, uma vez que estas pessoas, em muitos casos, permanecem mais tempo nas áreas da UC do que a equipe gestora, este tipo de identificação pode não ser muito confiável, uma vez que muitas espécies podem ser confundidas com espécies nativas, ou ainda, a espécie indicada na lista pode ser nativa a região. Situações como estas foram identificadas, principalmente, com primatas em UC amazônicas, como será discutido posteriormente.

Parte significativa dos dados de ocorrência de espécies exóticas foi proveniente dos Planos de Manejo, indicando a relevância deste documento na divulgação de informações sobre estas áreas protegidas. Os Planos são instrumentos de gestão que estabelecem ações e prioridades a serem implementadas, com base em informações científicas da UC (Sutherland 2000; Pádua 2002). Dessa forma, geralmente são compostos por duas partes: diagnóstico e planejamento. O diagnóstico apresenta dados básicos da UC (sociais, abióticos e bióticos),

como o levantamento das espécies, onde os registros de ocorrência das espécies exóticas foram levantadas neste trabalho (Sutherland 2000). A falta de Plano de Manejo dificulta o acesso a informações sobre a presença de espécies, inclusive exóticas (Pino-de-Carpio et al. 2010). Contudo, a qualidade dos Planos de Manejo foi variável, no tratamento e registro destas informações. Enquanto alguns continham campo específico sobre EEI (tópico ou parágrafos), outros indicavam apenas a ocorrência das espécies exóticas junto às nativas, em uma lista de espécies com algum caracter indicando que certa espécie é exótica, sem qualquer informação adicional. Aparentemente, não havia estudos direcionados a informações sobre as espécies exóticas, que apenas foram identificadas em expedições em busca das nativas. Portanto, ainda é possível que, em alguns casos, espécies exóticas encontradas tenham sido desconsideradas no inventário. De forma semelhante, alguns Planos indicaram apenas a ocorrência de espécies invasoras, não elucidando este conceito, conduzindo ao leitor o entendimento de que espécie invasora seria exótica. De fato, os conceitos “exóticas” e “invasoras” foram muito confundidos.

Vale ressaltar que alguns Planos de Manejo de RESEX continham poucas informações biológicas, outros, nem sequer lista de espécies. Nestes Planos, as citações das espécies exóticas estão juntas às das domésticas e relacionadas às suas formas de criação pelas comunidades residentes e, em muitos casos, citadas apenas pelo nome popular. Esta categoria de UC de Uso Sustentável tem como objetivos básicos proteger os meios de vida e a cultura de populações extrativistas tradicionais, e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da unidade (Lei Federal nº 9.985/2000 - SNUC). Os Planos de UC de Proteção Integral são distintos daqueles de UC de Uso Sustentável (Bensusan 2006). De fato, o levantamento de espécies não está listado como requisito para a elaboração do Plano de Manejo Participativo descrito na IN ICMBio nº 01/2007 (que define as diretrizes, normas e procedimentos para a elaboração de Plano de Manejo Participativo de RESEX e RDS), portanto, estas informações podem ser negligenciadas. Assim, as espécies exóticas serão registradas nestes Planos, apenas se a população extrativista e/ou a equipe gestora as identificarem, pela ameaça ambiental ou social.

A principal função do Plano de Manejo é nortear as atividades a serem desenvolvidas na UC, assim, o Plano não pode ser tratado como um trabalho exaustivo abrangendo toda a informação biológica e descrições técnicas e científicas sobre a UC (MacKinnon et al. 1990; Bensusan 2006). Mas dados sobre espécies exóticas são relevantes, por serem potenciais invasoras que ameaçam à biodiversidade da UC, logo, influenciam as ações a serem planejadas, priorizadas e executadas. Deste modo, o esforço em busca da ocorrência de espécies exóticas nas UC deve ser feito, inclusive para estimular a detecção precoce, aumentando o sucesso de controle e erradicação. Os Planos de Manejo mais recentes, geralmente, contam com estes levantamentos mais qualificados, talvez, por estarem fundamentados nos Roteiros Metodológicos de PARNA, REBIO e ESEC (2002) e de FLONA (2009), que claramente expressam a necessidade do levantamento das espécies exóticas.

Um ponto interessante foi o fato de terem sido encontrados poucos artigos com informações sobre EEI da fauna em UC. A maioria destas informações está em documentos relacionados a estas áreas protegidas (Planos

de Manejo), fato alarmante e limitador para o controle de EEI em UC brasileiras, além de indicar restrita interação entre a Academia e a gestão de UC neste tema. Assim, parece claro que pesquisas e levantamento de informações sobre EEI, especialmente de fauna, em UC devem ser feitas pelos próprios gestores ou em parcerias com Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação ou outras instituições de pesquisa. Nesse sentido, os responsáveis pela gestão de UC necessitam de suporte da comunidade científica, na geração de informações relevantes para o manejo, contudo, grande parte dessa comunidade não considera estas pesquisas como necessárias, ou não as priorizam.

Espécies identificadas

1 – Todas as espécies listadas

O alto número de espécies nativas ou em expansão geográfica informadas como exóticas indica equívoco quanto à definição deste conceito. Alguns gestores e consultores (contratados para elaboração de Planos de Manejo) confundiram os conceitos, considerando espécie exótica como aquela causadora de algum dano, ou utilizando o termo “invasora” para espécie não-nativa. Apesar do estudo de Invasões Biológicas ser um ramo da Ecologia e reconhecido desde a publicação do livro de Elton (1958), a confusão entre estes termos é recorrente, inclusive na área acadêmica (Colautti & Maclsaac 2004; Valéry et al. 2008). Como a invasão biológica é um processo iniciado pela introdução da espécie até se tornar dominante causando impactos (Colautti & Maclsaac 2004), a clareza destas definições é necessária para identificar a etapa do processo em que a espécie se encontra, propiciando melhores estratégias de prevenção e controle de sua expansão populacional. Além da compreensão das definições, a disponibilidade de informações sobre a espécie é decisória para classificá-la. Por exemplo, algumas espécies informadas como exóticas às UC sem evidências ou estudos que confirmem sua introdução (como os quatis [*Nasua Nasua*] na REBIO Arvoredo/SC e o ouriço-branco [*Tripneustes ventricosus*] na REBIO Atol das Rocas/RN) inviabilizam sua categorização como exótica.

Por isso, poucos casos com escassez de informação foram ponderados. O tucunaré (*Cichla* sp.) foi a única espécie considerada apenas pelo nome popular ou gênero, uma vez que todos os tucunarés são do gênero *Cichla*, que é endêmico da Região Hidrográfica da Amazônia (Kullander 2003; Carvalho et al. 2009). Logo, o tucunaré é exótico em qualquer outra região/bacia. Além disto, a maioria das introduções conhecidas de espécies de *Cichla* resultou em perda de biodiversidade, indicando potencial invasor das espécies desse gênero (Zaret & Paine 1973; Godinho et al. 1994; Agostinho et al. 1994; Santos et al. 1994; Molina et al. 1996; Pompeu & Godinho 2003). Portanto, apesar de não haver informações específicas sobre a espécie, há dados suficientes para sua classificação como exótica e detecção de impactos.

Informações incoerentes também restringem as definições e classificações, tanto quanto a falta de dados.

A partir dos artigos e Planos de Manejo, foram identificadas quatro espécies de hílídios do gênero *Scinax*, no Arquipélago de Fernando de Noronha (APA e PARNA): *Scinax pachycrus*, *S. fuscovarius*, *S. ruber* e *S. x-signatus*. Estas publicações geralmente indicam a presença de duas espécies, a *S. pachycrus* e outra, entre as três citadas anteriormente (Oren 1984; Toledo & Ribeiro 2009; Serafini et al. 2010; Santos 2011). Como estas três espécies (*S. fuscovarius*, *S. ruber* e *S. x-signatus*) pertencem ao mesmo grupo *ruber*, é possível que tenha ocorrido confusão na identificação da espécie na ilha ou na atualização de sua nomenclatura (revisada inúmeras vezes), que teve o primeiro registro na ilha foi em 1984, como *Hyla ruber* (Oren 1984; Faivovich 2002; Frost 2014). Ainda, por pertencerem ao mesmo grupo, estas três espécies compartilham características semelhantes, sendo possível que a ocorrência de qualquer uma em um ambiente tão vulnerável a invasões (ilhas oceânicas) tenha efeito análogo. Portanto, foi possível registrar a ocorrência de duas espécies de anuros hílídios em Fernando de Noronha: *Scinax pachycrus* e outra espécie do grupo *S. ruber*.

2 – Espécies Nativas

O equívoco quanto ao conceito de espécie exótica, o desconhecimento sobre a biologia de algumas espécies, bem como a existência da lista prévia de EEI constante no questionário, podem ter sido responsáveis pela indicação de espécies nativas como exóticas a algumas UC. É o caso do sagui-da-cara-branca (*Callithrix geoffroyi*), citado como exótico no Plano de Manejo da FLONA de Pacotuba (ES/2011), mas de ocorrência natural na região (Rylands et al. 1993; Passamani & Rylands 2000), e do *Saimiri sciureus* (macaco-de-cheiro), nativo do bioma Amazônia (Hershkovitz 1984), e exótico na Mata Atlântica, citado no questionário como exótico a cinco UC amazônicas. Situação semelhante para o *Callithrix jacchus* (sagui-de-tufos-branco), nativo da Caatinga e Mata Atlântica nordestina, indicado como EEI em sete UC nestas regiões; e para o *C. penicillata* (sagui-de-tufos-pretos), nativo do Cerrado, citado como exótico em uma UC neste bioma (Rylands et al. 1993). Ainda quanto a estes saguis (*C. jacchus* e *C. penicillata*), houve a indicação de ocorrência exótica em uma UC amazônica (RESEX Marinha de Soure/PA), contudo, não há registro de introdução destas espécies neste bioma, sendo possível que o gestor tenha confundido com espécies nativas da região morfologicamente parecidas (ex.: *Saguinus* spp.).

O uso equivocado dos conceitos pode acarretar no não reconhecimento da problemática das invasões biológicas, e desinteresse pela tratativa do assunto. Afinal, se espécies nativas ou não impactantes são tidas como “EEI”, e não causam problemas a UC, não demandam atenção da equipe. Assim, quando uma EEI for identificada na UC, também não será considerada prioritária, até que a invasão se estabeleça, adiando e dificultando o controle. Portanto, o reconhecimento destes conceitos para classificar espécies deve ser melhor difundido institucionalmente entre os gestores das UC.

3 – Espécies em expansão geográfica

A definição de espécie exótica é fundamentada na delimitação geográfica da distribuição natural da espécie e, logo, em barreiras geográficas e ambientais que impeçam a expansão natural dessa distribuição, como oceanos, montanhas, temperatura e salinidade. Contudo, as atividades humanas rompem estes limites, evidenciando a diferença entre a introdução intercedida por humanos e um evento natural de colonização (Mack et al. 2000; Lockwood et al. 2007). O transporte mediado por humanos é mais rápido, dinâmico, frequente e, muitas vezes, abrange maior escala geográfica e número de espécies do que a colonização natural (Mack et al. 2000; Lockwood et al. 2007). A interferência humana é tão representativa, que alguns autores a expressam na definição de espécies exóticas: aquelas que ocorrem fora de sua área de distribuição natural, dispersadas por atividades humanas (Cohen & Carlton 1998; Mack et al. 2000; Wittenberg & Cock 2001; Lockwood et al. 2007; Drake et al. 1996).

É importante caracterizar a influência humana na introdução da espécie, pois apesar de ambientes alterados antropicamente facilitarem a colonização de espécies oportunistas, se o transporte da espécie para o novo ambiente não for feito por atividades humanas, esta não é considerada exótica. Afinal, estas espécies apenas aumentaram sua distribuição devido à ausência de uma barreira ambiental anteriormente existente (ex.: floresta densa), logo, não ultrapassaram barreiras (fase de requisito no processo de invasão). Consequentemente, estas espécies cuja distribuição foi ampliada sem o transporte humano, foram classificadas, neste trabalho, como espécies em expansão geográfica, em especial, as típicas de ambientes abertos encontradas em áreas desmatadas de outros biomas. Espécies do Cerrado citadas em Planos de Manejo de UC de biomas florestais parecem ter seguido este padrão, como *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), *Athene cunicularia* (coruja-buraqueira) e *Cariama cristata* (seriema) registrados em UC na Mata Atlântica, e gavião-de-rabo-branco *Buteo albicaudatus*, na Amazônia (Langguth 1975; Gomes et al. 2013; Sick 1997; Aleixo & Poletto 2007; Foutoura et al. 2013). Ainda, a expansão de áreas abertas, são prejudiciais a espécies florestais especialistas, mas trazem benefícios às generalistas, que se aproveitam da mudança estrutural do ambiente, aumentando sua distribuição (Gomes et al. 2013; Foutoura et al. 2013).

A maioria das espécies em expansão geográfica são aves, grupo com grande capacidade de dispersão, ressaltando a afirmação da colonização nestes novos ambientes por movimentação própria da espécie. Uma situação peculiar merece atenção: a garça-vaqueira *Bulbucus ibis*, cuja ocorrência na América é considerada expansão geográfica a partir da África e Europa (Telfair 1983; Sick 1997). Esta espécie teria cruzado o Oceano Atlântico atingindo o nordeste da América do Sul, com os primeiros registros entre 1877 e 1882, na Guiana e no Suriname (Wetmore 1963; Sick 1997). De fato, ferramentas meteorológicas indicam a maior probabilidade da garça-vaqueira ter alcançado primeiramente o norte da América do Sul (Massa et al. 2014). Confirmando esta

probabilidade, o primeiro registro da espécie no Brasil foi na Ilha de Marajó (PA), em 1964, apesar de estudos genéticos indicarem que sua colonização, no país, tenha iniciado por populações do sudeste (Sick 1997; Moralez-Silva & Del Lama 2014). Devido a estas informações e a falta de registros de introduções por humanos, a grande maioria dos ornitólogos considera haver evidências suficientes de que capacidade de dispersão natural da espécie a longas distâncias promoveu sua expansão e colonização na América (Blaker 1971; Browder 1973; Telfair 1983; Sick 1997; Fountoura et al. 2013; Massa et al. 2014).

4 – Espécies Exóticas (EE)

a - Espécies Exóticas Domésticas

Espécies domésticas são aquelas que, através de processos tradicionais e sistematizados de manejo e/ou melhoramento zootécnico, apresentam características biológicas e comportamentais em estreita dependência do homem, podendo apresentar fenótipo variável, diferente das espécies silvestres ancestrais (Portaria IBAMA nº 93/1998). A maioria dessas espécies está associada às residências e ocorre em baixa quantidade nas UC, tendo pouca interação significativa com o ambiente ou espécies nativas a ponto de causar impactos.

Apesar de alguns estudos e Planos de Manejo (PARNA do Caparaó/MG/ES/1981; PARNA dos Lençóis Maranhenses/MA/2003; REBIO do Rio Trombetas/PA/2004) sugerirem redução da regeneração e compactação do solo causados por animais pastadores, estes danos resultam de grandes rebanhos e, neste trabalho as espécies em estado doméstico ocorreram basicamente em pequenas criações (Greenwood & McKenzie 2001; Bilotta et al. 2007). Os extensos rebanhos ocorrem por indução humana e não por características ecológicas da espécie, além disso, a área geralmente é desmatada para tal, portanto, os principais efeitos negativos são de ações humanas. Por exemplo, o boi pode se tornar uma espécie de grande impacto devido a sua criação extensiva, que transforma a vegetação natural em pastagens, provocando perda de habitat (Arima et al. 2005). No entanto, este impacto não é gerado pela espécie *Bos taurus*, embora seja um grande pastador. De fato, dependendo da forma de criação, os impactos da pecuária bovina podem ser superiores aos causados por búfalos, apesar desta última ser maior, mais agressiva e resistente. Dessa forma, o boi não foi considerado invasor, neste trabalho, apesar de merecer atenção quanto aos impactos que sua forma de criação pode causar em UC, em especial, as de Proteção Integral. E, apesar de não haver registros no Brasil, há casos de bois ferais em outras partes do mundo (ex.: Nova Zelândia), portanto, medidas de precaução devem ser observadas (Taylor 1990; Micol & Jouventin 1995; Parkes 2005).

Animais ferais são espécies domesticadas que, em ambiente natural, tornam-se asselvajados, sobrevivem e se reproduzem em populações que se auto-perpetuam, com pouca ou nenhuma interferência de seres humanos (Moodie 1995). Logo, os animais ferais causam maiores danos que os domésticos coespecíficos.

Porém, algumas espécies domésticas foram informadas no questionário, o que indica o desconhecimento entre a diferença dos impactos de indivíduos domésticos e ferais.

Das espécies domésticas levantadas, seis também foram identificadas em estado feral, e foram também incluídas na listagem de EEI, devido aos impactos significativos.

b - Espécies Exóticas Não-Invasoras

A maioria das espécies classificadas como exóticas não-invasoras é de invertebrados, indicando a escassez de estudos sobre invasões biológicas destes grupos, ou ainda, que estas espécies possam estar causando impactos, porém, em escalas de difícil mensuração ou percepção humana. Além disso, considerando que o processo de invasão ocorre em etapas, não se deve descartar a possibilidade destas espécies estarem nas fases iniciais da invasão. Entre a fase de estabelecimento e propagação para novos ambientes, algumas espécies podem passar por *lag time* (“tempo de latência”) e, conseqüentemente, podem ser precocemente consideradas não-invasoras (Mack et al. 2000; Crooks 2005; Lockwood et al. 2007).

c – Espécies Exóticas Possivelmente Invasoras

As características das espécies são cruciais para o sucesso da invasão, assim, espécies que detêm certos atributos ecológicos têm maior propensão a se tornarem invasoras (Reichard & Hamilton 1997; Nentwing 2007; Su 2013). Dessa forma, as espécies aqui consideradas Potencialmente Invasoras são aquelas que, embora não tenha sido encontrado registro de impactos, têm características que podem facilitar a invasão, como: alta agressividade, territorialismo, hábito alimentar generalista ou predador, alta fecundidade, resistência a doenças (ausência de evidência de reduções populacionais mesmo em áreas em que patógenos causam mortalidade de animais), facilidade de hibridação com espécies nativas. Além disso, como características ecológicas e comportamentais são compartilhadas entre espécies taxonomicamente próximas, espécies congêneres têm maior probabilidade de causar os mesmos efeitos nos ecossistemas (Partridge & Harvey 1988; Burns et al. 2010). Por isso, espécies pertencentes ao mesmo gênero de uma EEI reconhecida também foram consideradas potenciais invasoras. Ainda, assim como as espécies exóticas não-invasoras, as espécies exóticas possivelmente invasoras podem estar passando um período de *lag time* e não devem ser desconsideradas, mas sim monitoradas.

d – Espécies Exóticas em Ilhas Oceânicas

O sucesso de invasão também é influenciado por características do ambiente, facilitadoras ou inibidoras (Mack et al. 2000; Lockwood 2007). Assim, algumas espécies podem ser invasoras em algumas localidades e não em outras (Stohlgren & Jarnevich 2009). Nesse sentido, ilhas oceânicas são reconhecidamente vulneráveis às invasões biológicas, por tenderem a ter mais nichos vagos (menor diversidade de espécies nativas) quando comparadas a áreas continentais, como sugerido pela Hipótese de Nicho Vago (Elton 1958; Levine & D’Antonio

1999; Mack et al. 2000; Kennedy et al. 2002; Wong 2005). Esta proposição também segue a Hipótese de Resistência da Diversidade, em que comunidades mais diversas são mais estáveis por serem mais competitivas e resistentes à invasão (Elton 1958; Levine & D'Antonio 1999; Mack et al. 2000; Kennedy et al. 2002). Ainda, os impactos geralmente são mais rápidos e pronunciados em ilhas, devido a menor variabilidade genética nas populações locais, ou pelas espécies insulares terem evoluído sem a presença de diversos parasitas, predadores e competidores (Peck et al. 1998). De fato, a introdução de espécies exóticas é uma das principais ameaças à biodiversidade insular, sendo a causa mais significativa de declínios populacionais e extinção de espécies nativas em ilhas em todo o mundo (Wong 2005; Reaser et al. 2007).

Um exemplo emblemático é o da serpente-marrom (*Boiga irregularis*), na ilha de Guam, responsável pela extinção de 10 espécies de aves endêmicas, declínio populacional de espécies de lagartos e morcegos, e danos a sistemas elétricos, resultando em prejuízo anual 5 milhões de dólares (Fritts & Rodda 1998; Lowe et al. 2000; Fritts 2002; Wong et al. 2005). No Brasil, o caso mais conhecido é do teiú (*Salvator merianae*) em Fernando de Noronha, predador de ovos de tartarugas marinhas e aves, podendo, inclusive ter alterado os locais de nidificação de algumas espécies de aves (Bellini 1996; Péres Jr. 2003; Schulz-Neto 2004). Por todas estas razões citadas, ilhas são consideradas áreas de alta invasibilidade, portanto, apesar de ainda não haver indícios de que algumas espécies introduzidas em ilhas, neste trabalho, causem impactos, devem ser monitoradas com cautela, e as ações de prevenção e controle intensificadas. Em especial, ações de prevenção, uma vez que, em alguns casos, após a remoção da EEI em ilhas, impactos indiretos foram notados, devido às novas relações entre a espécie introduzida e as poucas nativas, portanto, até a futura erradicação pode ocasionar em impactos (Bullock et al. 2002; Reaser et al. 2007; Bergstrom et al. 2009; Cout et al. 2009).

e - Espécies Exóticas Invasoras (EEI)

O fato da maioria das EEI ter sido identificada a partir de uma lista internacional (GISD/ISSG) pode indicar a grande representatividade das EEI introduzidas em outras partes do mundo, também no Brasil, o que resulta na maior quantidade de informações disponíveis sobre estas espécies, seus impactos e ações de controle realizadas em outros países, facilitando a identificação de ações de manejo já implementadas.

A falta de estudos direcionados a identificação de impactos causados pelas EE no Brasil, especialmente para espécies não reconhecidas como invasoras mundialmente, pode justificar a baixa representatividade das referências bibliográficas como fonte de dados na classificação de EEI. Por exemplo, a maioria das EEI brasileiras levantadas neste trabalho não constam na lista internacional. E a falta de estudos quanto aos impactos causados por espécies não reconhecidas mundialmente como invasoras, pode apontar a escassez de esforços e interesse em entender os efeitos de EE no Brasil, e a baixa representatividade ou conhecimento dos casos de invasões

brasileiras no contexto mundial. Consequentemente, estes tipos de invasões (EEI brasileiras em outras regiões do Brasil) podem estar subestimadas.

As espécies de peixes e mamíferos foram as mais representativas, coincidindo com os levantamentos de EEI em UC brasileiras, realizados por Sampaio & Schmidt (2013) e Ziller & Dechoum (2013). Estes resultados também estão de acordo com Rocha et al. (2011), que revelou estes grupos como as principais EEI de vertebrados no Brasil, o que pode ser um reflexo dos motivos de introdução das espécies, uma vez que peixes e mamíferos são os principais animais introduzidos para fins comerciais (aquicultura e criação). Também são os grupos de animais com maior quantidade de EEI em outros países, como Argentina, Colômbia e Sri Lanka (Ziller et al. 2005; Silva & Kurukulasuriya 2010). Contudo, não há um padrão mundial, por exemplo, nos Estados Unidos, as aves foram mais representativas (Witmer et al. 2007).

A baixa quantidade de espécies de invertebrados reconhecidos como EEI pode estar subestimado, uma vez que a principal forma de introdução destas espécies é acidental, havendo poucos relatos, e ainda menos registros sobre seus efeitos negativos, devido a difícil mensuração e percepção. Esta possível subestimativa é ainda mais clara ao considerar que em países vizinhos, como a Venezuela, o grupo de invertebrados foi o mais representativo de EEI (Ziller et al. 2005). A difícil identificação de invertebrados pode ser outro fator contribuidor. Por serem espécies pequenas, alguns invertebrados exóticos podem não ter sido identificados, ainda. Por exemplo, espécies como truta ou javali podem ser facilmente identificadas apenas por avistamento. Mas, invertebrados, ainda que reconhecidamente EEI – como caramujo-gigante-africano e mexilhão-dourado – podem passar despercebidos, quando em pequenas densidades. Este argumento pode ser fundamentado, ao considerar que a EEI mais registrada em UC foi um invertebrado, a abelha-européia (*Apis mellifera*), que é facilmente identificada, inclusive, por não-especialistas, talvez por ser uma espécie de grande interesse econômico e de ocorrência comum em áreas antropizadas, inclusive gerando problemas por ataques a humanos. De forma semelhante, as outras EEI mais comuns em UC, pardal (*Passer domesticus*) e camundongo (*Mus musculus*), também são facilmente identificadas.

e1 – Motivos de Introduções:

A introdução intencional para aquicultura ou criação foi o principal motivo levantado nesse trabalho, corroborando outros levantamentos (Delariva & Agostinho 1999; Rocha et al. 2011). Esse tipo de atividade está diretamente vinculado a produção de alimento e economia e, logo, com parte do sistema de manutenção da população humana, assim, grande parte das introduções de espécies visam apenas o lucro, desconsiderando potenciais efeitos negativos sobre o meio ambiente ou mesmo a legislação sobre o tema (Vitule 2009).

A aquicultura foi o motivo de introdução de EEI mais comum. Devido a sua importância econômica mundial, é considerada uma das principais responsáveis pela introdução de peixes em diversos países, e no Brasil, sendo estimado que 47% das introduções para este fim resultaram em espécies estabelecidas na natureza

(Delariva & Agostinho 1999; Orsi & Agostinho 1999; Casal 2006; Vitule 2009; Rocha et al. 2011). Assim, os únicos benefícios da introdução de peixes exóticos seria a melhoria da produção, pois, ambientalmente, não gera resultados positivos (Alves et al. 2007). Peixes têm sido introduzidos no Brasil com esta finalidade, desde a importação da carpa-comum (*Cyprinus carpio*), em 1882, pela Comissão de Pesca dos Estados Unidos (Nomura 1984; Bizerril & Primo 2001). A partir de então, este e outros peixes foram continuamente introduzidas no país, sendo a introdução do bagre-africano (*Clarias gariepinus*) a mais recente, na década 1990 (Vitule et al. 2006; Vitule 2009).

Espécies de peixes escapam facilmente das áreas de criação, seja por enchentes ou conectividades com corpos d'água, ou por solturas deliberadas de indivíduos dos criatórios (Couternay & Williams 1992; Welcomme 1992; Orsi & Agostinho 1999; Mack et al. 2000; Alves et al. 2007; Lazzarotto & Caramaschi 2009). A própria FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (1996) – reconhece que os peixes escapam com facilidade, e que a aquicultura deve ser considerada introdução intencional na natureza, mesmo que a manutenção da espécie seja em sistema fechado. Por esta característica, a introdução de espécies para aquicultura deve ser bem avaliada, ponderando a análise de risco da introdução, e devendo ser mais restrita a soltura de espécies reconhecida ou potencialmente invasoras (Copp et al. 2005; Casal 2006; Canonico-Hyde 2011). Em alguns países, como a Austrália e a Nova Zelândia, ações de prevenção já são estabelecidas, sendo proibida ou limitada a introdução de espécies capazes de causar impactos ao meio ambiente, economia e saúde (Ayres & Clunie 2010). Essas avaliações e restrições são raramente usadas no Brasil (Britton & Orsi 2012). Portanto, a introdução, o uso e a translocação de peixes exóticos devem ser controladas, no Brasil, para reduzir os riscos de estabelecimento de espécies invasoras.

Acordos internacionais (como a Convenção sobre Diversidade Biológica [CDB], o Código de Conduta da Pesca Responsável da FAO e o Código de Práticas para a Introdução e Transferência de Organismos Marinhos do Conselho Internacional para a Exploração dos Mares [CIEM], entre outros) incentivam os governos a restringir a importação intencional e uso de espécies exóticas, em reconhecimento ao seu potencial invasor (Hewitt et al. 2006). A FAO (1996) sugere restringir severamente o uso de espécies exóticas na aquicultura, e contar com estoques nativos. Entretanto, o Brasil tem atuado de forma contrária a outros países e às orientações internacionais, havendo, inclusive, um Projeto de Lei em tramitação no Congresso Nacional (PL 5989/2009) visando equiparar peixes de espécies exóticas às nativas, para permitir a introdução e criação destas espécies (ex.: tilápias e carpas) em reservatórios de hidrelétricas, uma vez que sua introdução é proibida pela legislação brasileira (Lei de Crimes Ambientais – Lei nº 9.605/1998, Portaria IBAMA nº 145/1998, e outras). Este PL ignora todas as evidências científicas sobre estas invasões biológicas e impactos conhecidos causados por peixes exóticos, no Brasil e no mundo (Pelicice et al. 2013). Se com a legislação atual proibitiva, introduções ocorrem com frequência, a flexibilização incentivará ainda mais estas ações indevidas (Alves et al. 2007). A problemática

global de peixes invasores tende a piorar, enquanto os países não possuem legislação eficaz para controlar a introdução e propagação de espécies exóticas (Clout & Williams 2009).

Além dos peixes, o camarão-branco-do-pacífico (*Litopenaeus vannamei*), a espécie de camarão mais cultivada no mundo e no Brasil, também foi introduzido para aquicultura (Santos & Coelho 2002; Ferreira et al. 2008; Leão et al. 2011; Hung & Quy 2013; Alfaro et al. 2014). Aliás, o Brasil é reconhecido mundialmente como grande produtor da espécie (Santos & Coelho 2002). Além de fugas eventuais das fazendas de produção pelo rompimento das redes dos viveiros, principalmente em épocas chuvosas, a espécie também é vendida como isca-viva para pesca, facilitando a dispersão (Santos & Coelho 2002; Angelo & Silva 2004; Leão et al. 2011).

A pesca desportiva, como o “pesque-pague”, incentiva a soltura de EEI e a desvalorização de espécies nativas, inclusive, pelo abate intencional das nativas para priorizar a permanência das exóticas (Delariva & Agostinho 1999; Vitule 2009). Além do mais, as fragilidades de contenção também se enquadram neste caso. Outro agravante, é que, em alguns casos, esta atividade é incentivada por algumas ações governamentais, como é o caso da truta (Alves et al. 2007; Vitule 2009). Essa atividade também é um dos principais responsáveis pela introdução de peixes na Ásia, Europa, Estados Unidos e Austrália (Couternay & Williams 1992; Arthington & McKenzie 1997; Liao 2000; Gillanders et al. 2006; Savini et al. 2010).

O estímulo à introdução de peixes exóticos para aquicultura e pesca desportiva em detrimento dos nativos é contraditório, tendo em vista que o Brasil é um dos países com maior riqueza de peixes do mundo (Vitule 2009; Rossi et al 2008; Britton & Orsi 2012). Por exemplo, o país está entre os 10 principais produtores de peixes dulcícolas do mundo, e mais de 80% dessa produção é baseada em espécies exóticas e tecnologias estrangeiras, apesar da megadiversidade ictiológica nativa (Casal 2006; Vitule et al. 2009; Vitule 2009; Pelicice et al. 2013). Como a principal causa da introdução de peixes é para criação, é necessário considerar formas alternativas a essa cultura, e promover sua substituição por espécies nativas (Vitule 2009; Pino-del-Carpio et al. 2010). Portanto, a valorização da criação, manejo e produção de espécies nativas, além do fomento a tecnologia e conhecimento associado, é essencial para inibir mais introduções de espécies exóticas, visando a conservação da biodiversidade e o estímulo da aqüicultura baseada na riqueza local, incentivando também a cultura de comunidades tradicionais que sobrevivem da pesca de espécies nativas. Por exemplo, o surubum (*Pseudoplatystoma coruscans*), nativo da bacia do Rio São Francisco (Britski et al. 1988; Froese & Pauly 2014) pode ser cultivado em substituição às espécies exóticas de bagres.

Devido a sua beleza, alguns animais são comercializados para aquarofilia mas, por razões diversas, os criadores desistem da criação liberando-os em ambientes naturais (Semmens et al. 2004; Whittington & Chong 2007; Knight 2010). Relações evidentes entre a frequência de ocorrência de peixes exóticos em lojas de aquário e introdução e estabelecimento em habitats naturais foram identificadas (Duggan et al. 2006). Apesar da finalidade ornamental ser menos expressiva na introdução de peixes no Brasil, e neste trabalho, este motivo é relevante em

outros países, e não deve ser negligenciado (Vitule 2009; Whittington & Chong 2007; Knight 2010). Ainda, os dados sobre estas introduções podem estar subestimados (Vitule 2009).

De forma semelhante à aquicultura, a criação de animais terrestres também é grande responsável pela introdução de espécies, sendo a principal forma de introdução de 10 EEI terrestres listadas neste trabalho, a maioria mamíferos. Os indivíduos fogem ou são liberados, pelo interesse em propagar a distribuição da espécie ou pelo desinteresse em continuar com a atividade, pelo baixo retorno financeiro das fazendas ou outras razões, como criação de UC na área (Mack et al. 2000; Monteiro 2009). Por exemplo, o início da criação de espécies terrestres no Brasil data do século 1500, com a introdução da cabra (*Capra hircus*) e do jumento (*Equus asinus*) (Machado et al. 2000; Araujo et al. 2006; McManus et al. 2010). O búfalo (*Bubalus bubalis*) foi importado para ilha de Marajó (PA), no século XIX, seguidas de outras introduções no país (Bastianetto 2009). O rato-do-banhado (*Myocastor coypus*), nativo do sul do país (RS e SC) foi introduzido na região sudeste, devido ao valor de sua pele (Bonvicino et al. 2007). Apesar de haver poucas informações documentais sobre a introdução de coelhos (*Oryctolagus cuniculus*) no Brasil, a cunicultura comercial iniciou após a 1ª exposição de coelhos realizada em Leme (SP), patrocinada pelo Departamento de Produção Animal da Secretaria da Agricultura, em 1957 (Rodrigues 2007; Instituto Hórus 2014). Acredita-se que a lebre (*Lepus europaeus*) tenha expandido a distribuição a partir da Argentina, onde foi introduzida para criação, em 1888, e com o primeiro registro no Brasil em 1965, no Rio Grande do Sul, após as construções de pontes entre estes países (Grigera & Rapoport 1983; Silva 1984; Quadros 2001). Apesar da introdução da lebre no Brasil não ter sido proposital, a espécie foi intencionalmente introduzida na América do sul (Argentina e Chile) para criação (Grigera & Rapoport 1983). Acreditava-se que o javali (*Sus scrofa*) havia chegado ao Brasil como a lebre, por dispersão de indivíduos introduzidos no Uruguai e na Argentina, na década de 1990 (Valério 1999; Silveira 2006). Contudo, atualmente sabe-se que muitos animais foram clandestinamente transportados por caminhões para o Brasil, provindos do Uruguai, para criação (Deberdt & Scherer 2007). Além de registro de criação do javali em cativeiro no Paraná, na década de 1960 (Britto & Patrocínio 2006).

Os mamíferos não foram os únicos introduzidos com finalidade de criação comercial. A abelha-européia (*Apis mellifera*) foi introduzida no Brasil, em 1989, para produção de mel e cera e, em 1956, indivíduos da abelha-européia (*Apis mellifera*) foram importados da África para São Paulo, visando aprimorar a produção de mel e cera, com uma população melhor adaptada às condições tropicais (Kerr 1967; Nogueira-Neto 1972; Wiese 1984; Schneider 2004). Após um ano, alguns enxames escaparam, estabeleceram-se e expandiram-se (Merrill & Visscher 1995). O caramujo-gigante-africano (*Achatina fulica*) foi introduzido no Paraná, na década de 1980, como uma alternativa ao escargot verdadeiro, porém, devido ao baixo retorno financeiro, as criações foram abandonadas e os animais descartados na natureza (Teles et al. 1997; Teles & Fontes 2002). Caso semelhante

ao ocorrido com a rã-touro (*Lithobates catesbeianus*) introduzida, em 1935, no Rio de Janeiro, para criação em cativeiro para alimentação (Vizzoto 1984; Fontanello & Ferreira 2013; Afonso et al. 2010; Both et al. 2011).

A criação de animais de estimação também é uma forma reconhecida de introduções, que pela soltura ou fuga de animais para áreas naturais se tornam ferais. Além dos cães e gatos ferais introduzidas com este fim estão a tartaruga-tigre-d'água-de-orelha-vermelha (*Trachemys scripta*), pombo-doméstico (*Columba livia*), estrilda-bico-de-lacre (*Estrilda astrild*), sagui-de-tufos-brancos (*Callithrix jacchus*) e sagui-de-tufos-pretos (*C. penicillata*) (Sick 1997; Ruiz-Miranda et al. 2000; Cadi et al. 2004; Gama & Sassi 2008; Morais-Júnior 2010; Leão et al. 2011; Bruno & Bard 2012; Fontoura et al. 2013). Estes primatas são comprados ilegalmente, e devido aos comportamentos agitados, muitos donos desistem da criação soltando-os em áreas naturais, acreditando ser a melhor destinação aos animais (Ruiz-Miranda et al. 2000; Morais-Júnior 2010). Somando a esta via de introdução destes primatas, está a soltura de animais de apreensão. Justamente, por serem provenientes do tráfico ilegal de animais silvestres, era comum agentes de fiscalização destinar indivíduos apreendidos a áreas naturais próximas aos locais de apreensão, que ocasionalmente, não são os mesmos da origem dos indivíduos (Ruiz-Miranda et al. 2000; Morais-Júnior 2010). Além destas duas espécies, adiciona-se o macaco-de-cheiro (*Saimiri sciureus*), nativo do bioma Amazônia, e libertado na REBIO de Saltinho (PE) após apreensão, em 1987 (Leão et al. 2011).

A caça esportiva foi a principal forma de introdução de apenas duas espécies. O veado-axis (*Axis axis*), nativo da Índia foi introduzido na Argentina, em 1906, e teve o primeiro relato no Brasil em 2009, em uma região próxima à fronteira com a Argentina, sugerindo expansão a partir deste país, semelhante à lebre (Lever 1985; Sponchiado et al. 2011). O mocó (*Kerodon rupestris*), foi introduzido em Fernando de Noronha, na década de 1960, para servir de caça a militares que ocupavam a ilha (Leão et al. 2011). Ressalta-se ainda que o javali também foi introduzido na Argentina para caça esportiva, no início do século XX (Jaksic et al. 2002; Merino & Carpinetti 2003). A caça, como motivo para introdução no Brasil, é pouco expressiva, uma vez que não é permitida no país (Lei Federal nº 5.197/1967 – Lei de Proteção à fauna; Lei Federal nº 9.605/1998 – Lei de Crimes Ambientais). No entanto, é uma forma de introdução especialmente relevante em países como Estados Unidos, Austrália, Chile e Argentina (Lever 1985; Jaksic et al. 2002; Witmer et al. 2007; Sponchiado et al. 2011; Gregory et al. 2014). O abate de animais para subsistência ocorre no Brasil, no entanto, como a caça profissional é proibida há décadas, é um hábito de poucas proporções, sendo de menor preocupação na introdução de espécies no Brasil. De forma contrária, como já discutido, a pesca esportiva, permitida no país, tem grande responsabilidade sobre a introdução de animais aquáticos.

O controle biológico consiste na introdução de um inimigo da espécie cuja população se pretende controlar ou reduzir (Barbosa & Braxton 1993; Ehler 2000; Hajek 2004). A forma mais conhecida é a introdução de predador, contudo, também são considerados parasitas, patógenos, entre outros (Hajek 2004; Lockwood et al. 2007). Apesar da técnica visar controlar a população de outra única espécie (comumente EEI), devido às

complexas relações biológicas é difícil prever as interações da nova espécie com todas as outras e o meio (Simberloff & Stiling 1996; Reaser et al. 2007). Situação reforçada por este trabalho, em que as três espécies (o teiú [*Salvator merianae*]; o pardal [*Passer domesticus*] e o guppy [*Poecilia reticulata*]) introduzidas para este fim não controlaram a população-alvo, e causaram efeitos negativos imprevistos (Sick, 1997; Péres Jr, 2003; Leão et al. 2011; Bruno & Bard 2012; Fontoura et al. 2013). Em razão da grande probabilidade do biocontrole gerar ainda mais danos, antes de ser implementado, deve-se avaliar e comparar os impactos causados pela espécie a ser controlada e pela espécie a ser introduzida, além de analisar o risco às demais espécies (Simberloff & Stiling 1996; Louda et al. 2003; Messing & Wright 2006). O reconhecimento destes efeitos negativos acarretou na elaboração do “Código Internacional de Boas Práticas pra o Controle Biológico Clássico de Ervas Daninhas” (Balciunas 2000). Apesar de ser direcionado a espécies vegetais, as orientações deste código são válidas para quaisquer EEI.

Muitas espécies são introduzidas de forma acidental associadas ao meio de transporte humano, sendo esta a segunda maior causa de introdução levantada neste estudo. De fato, a maioria das introduções de invertebrados é acidental, enquanto grande parte das introduções de vertebrados são intencionais, principalmente para fins comerciais ou para domesticação, como também observado neste trabalho (Delariva & Agostinho 1999; Mack et al. 2010). No entanto, três espécies de pequenos roedores (*Rattus norvegicus*, *R. rattus* e *Mus musculus*) foram acidentalmente introduzidas no Brasil, e em praticamente todo o mundo (continentes e ilhas), seguindo as colonizações européias (Flannery 1994; Delariva & Agostinho 1999; Pimentel 2011; Drake & Hunt 2009; Towns 2009; Leão et al. 2011). Outras espécies são introduzidas juntamente com bagagens ou materiais comercializados: a mosca-do-figo (*Zaprionus indianus*), via transporte de frutas; o caracol (*Bradybaena similaris*), pelo solo através do comércio de plantas; e a formiga-cabeçuda (*Pheidole megacephala*) que pode ser carregada em qualquer tipo de produto (Tidon et al. 2003; Moura-Britto & Patrocínio 2006; Wetterer 2012).

Uma das formas de introdução não-intencional mais conhecida é por meio de águas de lastro de navios, que são cheios de água do mar para manter a estabilidade dos navios, podendo transportar indivíduos de pequeno porte (ex.: larvas) entre portos de regiões distantes (Apolinário 2002; Santos & Lamonica 2008; Alfaro et al 2014). Acredita-se que esta tenha sido a forma de introdução da amêijoia-asiática (*Corbicula flumínea*) e do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) na América do Sul. Através de navios provenientes da Ásia, estas espécies teriam sido introduzidas em portos no estuário do Rio da Prata, na Argentina e Uruguai, expandindo a distribuição para as bacias do rio Paraná e Uruguai, atingindo o Brasil (Ituarte 1981; Veitenheimer-Mendes 1981; Pastorino et al. 1993; Ituarte 1994; Mansur et al. 1999). Acredita-se que o bivalve (*Isognomon bicolor*) e o siri-do-pacífico (*Charybdis hellerii*) também tenham sido introduzidos no litoral brasileiro dessa forma (Calado 1996; Carqueija & Gouvêa 1996; Tavares & Mendonça 1996; Domaneschi & Martins 2002; Alfaro et al. 2014). Descargas de águas de lastro são reconhecidas como uma das principais formas de introdução de espécies, de tal forma que

discussões sobre prevenção a estas introduções têm sido prioritárias em âmbito internacional, como: Convenção para a Salvaguarda da Vida Humana no Mar (SOLAS), Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (Marpol) e Comitê de Proteção do Meio Ambiente Marinho (MEPC) (Alfaro et al. 2014). Desde 1990, o MEPC tem publicado diretrizes internacionais para o gerenciamento de águas de lastros, de cumprimento voluntário (MMA 2009; ANTAQ 2014; Alfaro et al. 2014). Nacionalmente, esse controle foi instituído pela Norma da Autoridade Marítima nº 20 Para o Gerenciamento da Água de Lastro de Navios (NORMAM-20/DPC/2005), em conformidade com a Resolução de Assembléia da Organização Marítima Internacional (IMO) (A.868(20)/1997), e a Convenção Internacional de Controle e Gestão da Água de Lastro e Sedimentos de Navios (2004), ratificada pelo Brasil em 2005 e 2010, respectivamente. Esta orientação estabelece regras à descarga de águas residuais de lastro as embarcações visando à prevenção da disseminação de espécies exóticas (MMA 2009; ANTAQ 2014; Marinha do Brasil 2014).

As plataformas petrolíferas e os cascos de navios também são vetores de propagação de espécies, devido à bioincrustação (Ferreira et al. 2004; Santos & Lamonica 2008; MMA 2009). As plataformas, que atuam como recifes artificiais, são construídas fora do Brasil e arrastadas até a área onde serão fixadas, transportando os organismos fixados (Santos & Lamonica 2008). De tal maneira que as plataformas petrolíferas são responsáveis pela introdução do coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*) no Brasil e cascos de navios da ascídea (*Styela plicata*) (Millar 1958; Reyes-Bonilla et al. 1997; Castro & Pires 2001; Paula & Creed 2004; Barros et al. 2009; Pineda 2012). Não se sabe a via de introdução do bivalve *Myoforceps aristatus* no Brasil, porém, águas de lastro ou bioincrustação são extremamente potenciais (MMA 2009).

A introdução para melhoria ambiental visa reforçar estoques locais com espécies estetica ou culturalmente gratificantes para alguma parcela da população humana, ou apenas aumentar a riqueza de espécies, no ambiente local (Lockwood et al. 2007). Este motivo de introdução foi identificado apenas para a truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), em 1949, no Planalto do Sertão da Bocaina (SP), justificada pela ausência de peixes nativos e necessidade de “peixamento” dos cursos d’água na Bacia do Rio Bracuí (Lazzarotto & Caramaschi, 2009). Porém, estudos contestam as notas que descreveram a inexistência de ictiofauna na região (Lima & Costa 2004; Lazzarotto et al. 2005; Lazzarotto & Caramaschi 2009). A espécie também foi introduzida em outras áreas do país, visando melhoria ambiental, assim como aqüicultura e pesca desportiva (Bizerril & Primo 2001; Magalhães et al. 2002; Sosinski 2004; Lazzarotto & Caramaschi 2009; Vitule 2009).

e2 – Origens das Espécies

Sampaio e Schmidt (2013) fizeram o levantamento sobre EEI da fauna e flora em UC federais, porém, não contemplaram espécies brasileiras translocadas entre biomas ou para ilhas, deste modo, este trabalho adicionou estas espécies de animais. A falta de conhecimento sobre a introdução de espécies brasileiras também pode indicar a baixa representatividade destas espécies no estudo. Por já serem conhecidas no território nacional,

talvez, a ocorrência em outras regiões seja vista como natural, especialmente se não houver evidências sobre sua introdução, dessa forma, é possível que a quantidade de espécies brasileiras exóticas esteja subestimada. O alto número de espécies aquáticas brasileiras – todas originárias da região hidrográfica Amazônica – levantado neste estudo é mais um respaldo a este fundamento, pois estas introduções foram bem registradas. Durante a década de 1940, muitos peixes amazônicos foram introduzidos para aquicultura, em açudes no Nordeste, por incentivo do Governo Federal (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas - DNOCS) (Fontenele 1982; Magalhães et al. 2005). Após esse período, as espécies de tucunaré (*Cichla* spp.) começaram a ser introduzidas em outras regiões do país, mas, registros de populações selvagens em rios do Sudeste e do Pantanal foram datados apenas na década de 1980 (Agostinho et al. 1994; Marques & Resende 2005; Smith et al. 2005). Padrão semelhante ocorreu com outras espécies amazônicas: a corvina (*Plagioscion squamosissimus*) foi primeiramente introduzida em açudes nordeste, e posteriormente em reservatórios no sudeste, a partir da década de 1960; e o apaiari (*Astronotus ocellatus*), no nordeste e sudeste, a partir de 1938 (Mendes-Sobrinho 1969; Fontenele 1982; Nomura 1984; Agostinho et al. 1994; Magalhães et al. 2005; Agostinho & Júlio Jr. 1996). A intensificação das construções de hidrelétricas foi um incentivador da introdução de espécies de interesse pesqueiro em seus reservatórios (Alves et al. 2007; Smith et al. 2005; Rocha et al. 2011).

Por outro lado, em relação às EEI terrestres, não houve nenhuma prevalência de bioma de origem em relação às espécies brasileiras terrestres. A maioria das EEI terrestres registradas em UCs, é de origem externa ao continente Sul Americano (logo, ao Brasil), destacando-se espécies asiáticas e africanas. Não houve um padrão diferenciado entre as regiões, não sendo possível identificar motivos específicos de centros de dispersão de EEI da fauna terrestre. Ao considerar todas as espécies aquáticas e terrestres, a Ásia foi a principal região exportadora de EEI da fauna, totalizando 14 espécies, seguida do continente Africano, com nove espécies. Este foi o mesmo padrão observado para espécies exóticas da flora no Brasil (Zenni 2014).

Unidades de Conservação Federais com registro de EEI da fauna

Um estudo na África do Sul indicou que a densidade de população humana residente no entorno da UC é o principal preditor da presença e riqueza de espécies exóticas nas UC deste país (Spear et al. 2013). O mesmo estudo indica que a maior densidade populacional no entorno, além de aumentar pressão de propágulo, potencializa a ocorrência de espécies invasoras. Apesar desse indicativo sugerir que a presença humana tem maior interferência na presença de EEI, neste trabalho, as UC de Uso Sustentável foram as menos registros de EEI, corroborando os resultados de Ziller & Dechoum (2013). No entanto, esse valor pode estar subestimado, refletido pela menor quantidade de levantamentos e pesquisas biológicas nas UC dessa categoria (Ziller & Dechoum 2013). Fato este observado nos próprios Planos de Manejo destas UC, muitos dos quais, não indicam

nem a lista de espécies presentes na área. Somado a isto, deve-se considerar que é uma realidade brasileira que grande parte das UC de Proteção Integral contam com população residente, sendo a falta de regularização fundiária a principal razão para tal.

As UC de Proteção Integral são destinadas à manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, admitido apenas o uso indireto dos seus atributos naturais, tendo como objetivo básico preservar a natureza (Lei Federal nº 9.985/2000). Portanto, a presença de EEI é incompatível com os objetivos de conservação destas UC. No entanto, o uso indireto nestas UC também pode atuar como propagador de espécies exóticas, especialmente plantas, como demonstrado pela relação positiva entre o número de visitantes em Parques nos EUA e na África e a quantidade de espécies vegetais introduzidas (Usher 1988; Allen et al. 2009). Apesar de não haver relação evidente entre visitação e introdução de animais exóticos, ela não pode ser descartada, especialmente para pequenos animais e aqueles com propágulos resistentes. Sabe-se, por exemplo, que o mexilhão-dourado pode ser transportado, pelos barcos via terrestre, levando indivíduos fixados em seu casco ou motor (Oliveira & Pereira 2004; Belz 2006). Estes fatos reforçam a importância de sensibilização e divulgação aos visitantes das UC quanto aos impactos causados pelas espécies exóticas, visando ações que evitem introduções, como a busca por propágulos nas vestimentas e veículos dos visitantes antes da entrada na UC, e a recomendação de não soltar animais nas áreas da UC, entre outras.

Como já indicado, a população residente no entorno da UC tem papel fundamental na introdução de espécies, e zonas de amortecimento (entorno de uma UC, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas – Lei Federal nº 9.985/2000 – SNUC) populosas são realidade em grande parte das UC brasileiras, independente de sua categoria, principalmente nas regiões sudeste, sul e centro-oeste. Ainda, vale ressaltar que muitas UC foram criadas em áreas já antropizadas ou com populações residentes, sendo assim, é possível que algumas espécies exóticas já estivessem presentes, antes mesmo da criação da UC.

As UC de Uso Sustentável têm o objetivo básico de compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais (Lei Federal nº 9.985/2000 - SNUC). Dessa forma, a ocorrência de espécies exóticas pode ser compatível com os objetivos destas UC, a depender da forma de uso dos recursos. Ainda, a pressão de exploração de espécies nativas pode ser reduzida, pelo incentivo ao uso das exóticas (Ziller & Dechoum 2013). Isso não significa que a introdução de EEI em UC de Uso Sustentável seja menos preocupante, afinal, deve-se avaliar as especificidades das espécies e dos usos, e se são condizentes com os objetivos da UC e a tradicionalidade da população beneficiária. A introdução de EEI também pode causar efeitos negativos, inclusive, sobre os modos de vida das populações, caso alterem suas atividades tradicionais, por exemplo, se a EEI reduzir a população de uma espécie tradicionalmente manejada pela comunidade residente.

A Área de Proteção Ambiental (APA) é uma categoria de Uso Sustentável que merece destaque, por ser menos restritiva quanto ao uso e ocupação humana. As APA são constituídas de terras públicas e privadas,

geralmente, sem desapropriação de terras ou remoção de populações residentes, independente das formas de uso de terra (Lei Federal nº 9.985/2000 - SNUC; Artaza-Barrios & Schiavetti 2007). Essa categoria teria sido inspirada nos Parques Naturais Regionais europeus, visando uma proteção que resguardasse áreas com certo nível de ocupação, especialmente áreas urbanas, sem a necessidade de aquisição das terras pelo poder público (Medeiros 2006). Devido a estas características e à difícil implementação da gestão em APA, estas UC têm baixa efetividade na conservação dos recursos naturais, o que leva sua à desvalorização. Inclusive, alguns autores sugerem que APA não devam ser consideradas áreas protegidas, e sim um mecanismo de ordenamento do uso da terra (Rylands & Brandon 2005). Por estas características, é de se esperar que a introdução e a ocorrência de EEI sejam mais corriqueiras e, de certa forma, admissíveis em APA do que em outras categorias. Ainda, alguns gestores de APA relataram essa opinião nos próprios questionários: “Por ser APA (...) é muito difícil o controle e monitoramento da introdução de algumas espécies” (APA Delta do Parnaíba/PI/MA/CE); “Como se trata de uma APA (...) é muito difícil identificar se a presença de espécie exótica ou outro fator (...) foi mais significativo na diminuição de ocorrência ou desaparecimento de determinadas espécies nativas.” (APA do Planalto Central/DF); “Com relação a fauna exótica doméstica, como estamos em uma APA, que prevê a ocupação e existência desses animais em determinadas zonas na UC, a proposta seria a realização de uma campanha de castração de gatos e cachorros” (APA de Cairuçu/RJ); “Ressaltamos que a UC, por se tratar de uma APA, é composta por terras particulares e não há restrições à introdução de animais exóticos.” (APA do Carste de Lagoa Santa/MG).

No entanto, apesar destas características, as APA também devem atuar como áreas de restrição a introdução de espécies, pelo menos, de forma mais limitada do que a áreas não protegidas. Assim, não se deve negligenciar a importância das APA, inclusive como forma de regulação e prevenção de introdução de EEI.

1 – Biomas invadidos

O maior índice de invasão em UC na Mata Atlântica já era esperado, uma vez que este bioma foi o primeiro a ser colonizado, além de deter as maiores densidades populacionais humanas e atividades econômicas mais antigas do Brasil, baseadas em criações de animais, que foi a principal forma de introdução de espécies levantadas neste trabalho (Sampaio & Schmidt 2013; Spear et al. 2013; Ziller & Dechoum 2013). Ainda, a região sudeste, predominante deste bioma, detém o maior número de instituições de pesquisa e pesquisadores do país, acarretando em um direcionamento de mais estudos nestas regiões, como já observado em outros trabalhos (Zenni & Ziller 2011; Sampaio & Schmidt 2013). Um dos fatores responsável pelos padrões conhecidos de ocorrência de EEI é o nível de esforço destinado a reportar invasões, o que pode originar uma representação irreal entre regiões (Richardson & Rejmánek 2011; Sampaio & Schmidt 2013; Ziller & Dechoum 2013). Por exemplo, atualmente há apenas quatro estados brasileiros (SP, PR, SC e RG) e um município (Bauru/SP) com listas oficiais de espécies exóticas, incluindo espécies de fauna, e todos englobados em grande parte pelo bioma Mata Atlântica

(Deliberação CONSEMA nº 30/2011; Portaria IAP nº 125/2009; Resolução CONSEMA nº 08/2012; Portaria SEMA nº 79/2013; Decreto Municipal nº 10.987/2009; Resolução SEMMA nº 11/2007). Isto demonstra o maior conhecimento sobre a existência de espécies exóticas nestas regiões e não, necessariamente, a maior riqueza destas espécies.

Estas mesmas avaliações podem ser consideradas para o bioma Amazônia, que contou com a menor quantidade relativa de UC com ocorrências de EEI registradas, uma vez que esta região detém menor densidade populacional e trânsito de pessoas, além de ter menos instituições de pesquisa (Sampaio & Schmidt 2013; Ziller & Dechoum 2013). Ainda, seguindo às hipóteses de Nicho Vago e de Resistência da Diversidade, em que comunidades mais diversas teriam menos nichos disponíveis sendo mais resistentes à invasão, é possível que a alta biodiversidade da Floresta Amazônica seja uma resistência ao estabelecimento de espécies exóticas, isto pode ser especialmente apropriado para regiões ainda pouco perturbadas deste bioma (Elton 1958; Levine & D'Antonio 1999; Mack et al. 2000; Kennedy et al. 2002). Apesar de todos os demais biomas brasileiros também apresentarem alta biodiversidade que poderia lhes conferir resistência a invasões biológicas, as perturbações dos demais biomas brasileiros especialmente quanto a mudanças de uso da terra, degradação de habitats, ocupação humana e infra-estrutura de transporte tendem a ser maiores nas demais regiões brasileiras quando comparado à região Amazônica. A comparação entre as duas florestas tropicais úmidas brasileiras (Amazônia e Mata Atlântica), de diversidade biológica semelhante mas histórico e grau de ocupação humana extremamente distintos pode ajudar a explicar um maior número de registros de ocorrência de EEI de fauna na Mata Atlântica, altamente perturbada e fragmentada em relação à Amazônia. Portanto, é impreterível focar em ações de prevenção, para evitar novas introduções sem análise de riscos na Amazônia, para evitar o histórico de introduções e os impactos ocorridos na Mata Atlântica (Ziller & Dechoum 2013). Assim como, ações de prevenção e estímulo a pesquisas básicas de levantamento de EEI também são importantes nos outros biomas com poucas UC com registros de EEI: Caatinga, Pantanal e Pampa (Sampaio & Schmidt 2013). Ainda, o baixo número de UC com ocorrência de EEI da fauna no Pantanal e Pampa reflete a pouca representatividade de UC nestes biomas, apenas duas em cada bioma.

O segundo bioma mais invadido, Marinho e Costeiro, também teve alto índice de invasões no trabalho de Sampaio & Schmidt (2013). Muitas UC contam com mais de um bioma, porém, este trabalho considerou apenas o bioma principal da UC. Nesse sentido, por muitas UC consideradas marinhas terem áreas continentais adjacentes à Mata Atlântica, é possível que as invasões biológicas nas UC do bioma Marinho e Costeiro estejam superestimadas, pelas ocorrências de EEI na Mata Atlântica.

O bioma Cerrado teve poucas UC com ocorrências de EEI, diferente do levantado por Sampaio & Schmidt (2013) e Ziller & Dechoum (2013), em que este bioma e a região Centro-Oeste. Esta diferença pode ser explicada por aqueles estudos envolverem espécies vegetais, e o Cerrado é reconhecido pela grande ocorrência de

gramíneas exóticas (Martins et al. 2004; Pivello 2011; Sampaio et al. 2013; Sampaio & Schmidt 2013; Ziller & Dechoum 2013). Por este estudo não abranger espécies da flora, a representatividade do Cerrado foi menor.

2 – Ações de manejo indicadas nos Planos de Manejo

O Plano de Manejo é um instrumento de gestão relevante para a implementação de áreas protegidas em todo mundo, definindo o zoneamento, objetivos, diretrizes, modos de uso da terra e manejo a ser exercido (MacKinnon et al. 1990; Benatti 1999; Schenini et al. 2004; Artaza-Barrios & Schiavetti 2007). No Brasil, este Plano é definido pelo SNUC (Lei Federal Nº 9.985/2000) como um “documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade”. Assim, grande parte do manejo realizado em áreas protegidas é baseado nestes Planos, ou deveria ser (MacKinnon et al. 1990; Sutherland 2000). Portanto, ações visando prevenir e controlar EEI devem ser tratadas neste documento.

É importante ponderar o quanto as ações descritas no Plano de Manejo devem ser mais genéricas ou específicas. De acordo com MacKinnon et al. (1990), o Plano deve ser o mais simples possível, para facilitar seu desenvolvimento e implementação, sendo flexível às mudanças, além de requerer menor equipe para executá-lo. Estes autores defendem que a complexidade se desenvolve naturalmente, com as revisões e atualizações do Plano. De fato, não é conveniente que ações propostas sejam limitadoras, pois a necessidade, prioridade ou viabilidade de algumas ações anteriormente previstas podem ser alteradas (MacKinnon et al. 1990). Este é um dos grandes desafios dos Planos: estabelecer um planejamento a médio prazo com flexibilidade que permita adaptações a novas circunstâncias e informações (Bensusan 2006). Contudo, ações vagamente definidas também inviabilizam a execução, por não haver direcionamento quanto à forma de implementá-las. Afinal, os Planos de Manejo devem orientar a equipe gestora da UC, facilitando o desenvolvimento de atividades e as ações de manejo (MacKinnon et al. 1990). Conseqüentemente, uma ação genérica como “eliminar espécies exóticas” (REBIO Guaribas/PB/2003, PARNA da Lagoa do Peixe/RS/1999, PARNA do Caparaó/ES/MG/1981) não orienta o gestor em como realizá-la, além de ser uma ação praticamente impossível de ser executada. De forma semelhante, a “elaboração de plano de controle de espécies exóticas” (PARNA da Chapada dos Veadeiros/GO/2009; PARNA de Brasília/DF/1999) apenas indica que o gestor necessitará de mais esforços, recursos humanos e tempo para a preparação de um novo plano, enquanto a espécie poderá se propagar ainda mais, tornando o seu controle cada vez mais difícil (Pluess et al. 2012). Similarmente, muitos Planos indicaram a realização de estudos que não têm o objetivo principal de identificar formas de controle. Como nestas UC já foi identificada a ocorrência de EEI, as pesquisas a serem executadas ou fomentadas deveriam ser direcionadas e com objetivos de entender os impactos e, principalmente, identificar e propor ações de manejo compatíveis com a realidade das UC.

Por outro lado, uma ação como “a remoção será feita com armadilhas” (PARNA Marinho dos Abrolhos/BA/1991) orienta o gestor sobre a forma de realizar a ação, não excluindo a execução de outras formas de controle, afinal a falta de uma ação no Plano não significa que a mesma está proibida de ser executada. Ainda, é interessante que ações mais específicas estejam contempladas nos Planos de Manejo, para que suas implementações estejam mais claras, a médio e longo prazo, inclusive em caso de alteração da equipe.

A maioria destes Planos de Manejo já indicou a ocorrência de EEI, logo, há o conhecimento dessa ameaça aos recursos naturais da UC, o que deveria incluir as invasões biológicas entre as prioridades no Plano, ou pelo menos, a necessidade de explicitar algumas ações de controle. Afinal, se um problema ou potencial causador de impactos já foi diagnosticado, um planejamento sobre como a equipe gestora deve lidar com esta questão deve ser considerado. O fato de os Planos citarem a ocorrência de EEI mas não indicarem ações claras sobre seu controle ou mesmo indicar que o controle de EEI é prioritário pode levar gestores à conclusão precipitada de que a presença de EEI não é uma ameaça à conservação. Por exemplo, o gestor da FLONA de Ibirama (SC) relatou que “As ações (de controle) ainda não foram implementadas, pois não estão sendo priorizadas na execução do plano de manejo da UC”. Assim, os Planos podem se tornar sem utilidade e irrealistas, inclusive, gerando conflitos com atores sociais envolvidos, que criam expectativas quanto à melhoria da gestão da UC, a partir do Plano de Manejo (Sutherland 2000). Portanto, os Planos de Manejo devem conter informações sobre como manejar as áreas, contudo, não se deve colocar todas as expectativas de resoluções dos problemas e ameaças da UC apenas neste documento (Pádua 2002).

Os Roteiros Metodológicos para Elaboração de Planos de Manejo (ESEC, PARNA e REBIO; e FLONA) e a IN ICMBio nº 01/2007 (RESEX e RDS) não prevêm nenhum programa temático específico de manejo de EEI. Mas, considerando que o objetivo principal de controlar as EEI é reduzir ou eliminar os impactos causados pelas invasões biológicas, estas ações se adéquam ao Programa de Proteção e/ou de Manejo. Esse(s) programa(s) foca(m) em questões relacionadas à proteção dos recursos biológicos e físicos da área (MacKinnon et al. 1990). De fato, a maioria das ações indicadas estava neste(s) programa(s) temático(s). No Roteiro Metodológico para FLONA há um Programa de Manejo de Fauna, com o objetivo de “manejar os diferentes grupos da fauna, visando a sustentabilidade ecológica e econômica das populações. Abrange o uso de tecnologias de reintrodução, manejo e abate.”. Portanto, este Programa está relacionado ao manejo de fauna para o retorno econômico à população residente, assim como manejo florestal. Nenhuma ação direcionada a EEI foi identificada neste Programa, apesar do manejo de EEI poder ser integrado ao uso econômico da espécie, como exemplo hipotético: comercializar peles de teiús abatidos na APA de Fernão de Noronha ou carnes de javalis e búfalos abatidos nas UC em que ocorrem.

Apesar de haver Programas previstos nos Planos de Manejo que contemplariam satisfatoriamente as ações de controle de EEI, a falta de um Programa (ou sub-programa) específico para este tema pode ser um dos

indicativos da baixa quantidade de ações relativas. A inclusão de um Programa de prevenção e controle de EEI nos Planos de Manejo, pelo menos, em UC onde já foi identificada a ocorrência de espécies exóticas invasoras acarretaria em uma maior atenção e dedicação em recomendar ações de controle mais direcionadas e específicas.

A falta do Plano de Manejo ou a imprecisão deste, não pode ser um empecilho para a realização do controle das EEI. Abster-se de executar o manejo é uma decisão cujas consequências podem ser tão ou mais graves do que fazê-lo de forma equivocada (Oliveira & Pereira 2010). Assim como iniciar o manejo tardio à invasão de EEI já identificadas reduz a efetividade e aumenta os custos (Beale et al. 2013). Ou seja, não se pode deixar de manejar a área, pelo simples fato de ela não contar com Plano de Manejo ou do Plano não ser o ideal (Pádua 2002). Sendo assim, informações como “Não foram realizadas ações para controle de espécies exóticas, pois o plano de manejo não foi publicado ainda.” (PARNA do Descobrimento/BA) não devem ser justificativas para a falta de ação. Além disso, outros instrumentos legais mostram a necessidade desse controle, independente da existência de Plano de Manejo da UC. Por exemplo, o SNUC (Lei Federal nº 9.985/2000) não indica a necessidade de Plano de Manejo para que ações visando a conservação da UC sejam realizadas, e o manejo de EEI é imprescindível para assegurar a proteção dos recursos naturais da UC. Além disso, o SNUC também esclarece que, enquanto não houver Plano de Manejo, as atividades desenvolvidas nas UC de proteção integral devem garantir a integridade dos recursos que a unidade objetiva proteger (art. 28). Ainda, a Resolução CONABIO nº05/2009 (Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras) manifesta a necessidade de ações a serem realizadas pelas UC visando a prevenção, controle, erradicação, mitigação e monitoramento das EEI, e não assinala a publicação do Plano de Manejo como requisito para tal.

3 – Ações de manejo realizadas pelas UC (indicadas no questionário)

A baixa quantidade de respostas dos gestores quanto à efetividade das ações realizadas reforça a dificuldade de controlar EEI. Apesar disso, algumas UC estão tentando esse controle apoiado, principalmente, em técnicas mecânicas (ou físicas), que consistem na remoção dos indivíduos, por armadilhas, caça e pesca, por exemplo (Wittenberg & Cock 2001; Clout & Williams 2009). Alguns autores sugerem que o controle mecânico seja eficaz em invasões em menor escala (Wittenberg & Cock 2001; Pimentel 2011). Outra vantagem seria o maior direcionamento às espécies-alvo evitando efeitos adversos a outras espécies ou ecossistema, apesar disso, a baixa demanda de recursos financeiros para execução destas ações (abate, armadilha seguida de abate, coleta manual ou pesca e coleta seguida de destinação), em relação a outros métodos (como translocações e castrações), pode ser a principal explicação para a preferência destes métodos pelos gestores (Mack et al. 2000; Wittenberg & Cock 2001). Assim, pode-se supor que a escolha das ações baseia-se na viabilidade da execução, pela pouca demanda de recursos financeiros e humanos, e não, necessariamente, na efetividade da ação. Isto

está evidenciado pela quantidade suficiente destes recursos estar citada como os principais motivos responsáveis pelo sucesso do manejo pelos gestores: 'Baixos custos financeiros' e 'Recursos humanos adequados'.

O financiamento adequado, o planejamento das ações baseado em conhecimento científico e legislação específica são os principais motivos para o sucesso de erradicações na Europa (Genovesi 2005). Aliás, financiamento satisfatório geralmente é requisito para o êxito das ações, dada a necessidade de continuidade (Mack et al. 2000; Simberloff 2003). Por exemplo, a população de coelhos de uma ilha Canária havia sido quase completamente removida, quando a ação foi suspensa por falta de recursos, o que acarretou no aumento populacional da espécie e na necessidade de ações de controle posteriores (Genovesi 2005). No entanto, recursos suficientes geralmente são disponibilizados apenas quando as EEI causam impactos econômicos (ex.: danos agrícolas), desprezando os ecológicos (Manchester & Bullock 2000).

Programas de manejo realizados em parcerias, com esforço cooperativo, proporcionam economia de recursos e benefícios sociais, que incentivam a sustentabilidade das ações; além de, provavelmente, ser mais eficaz, e de ter maior suporte financeiro (Sharp & Saunder 2004). Além disso, nas situações em que os recursos humanos são muito onerosos, os métodos físicos executados por voluntários tem aumentando a viabilidade e sucesso da ação (Wittenberg & Cock 2001). Por exemplo, em alguns países, a caça recreativa é uma ação praticamente sem custos, por não ser realizada pela equipe gestora da UC, no entanto, nem sempre reduz suficientemente a população. Deve-se evitar, por exemplo, que os caçadores selecionem apenas machos maduros ("troféis"), tendo pouco ou nenhum impacto sobre a capacidade de reprodução e crescimento populacional (Mack et al. 2000; Wittenberg & Cock 2001).

A falta de estrutura logística e de formas e locais para destinação dos animais também foram motivos identificados para o fracasso das ações de manejo. Oliveira & Pereira (2010) relataram que as dificuldades operacionais e tecnológicas das ações de controle são principais complicadores ao sucesso das ações, e que são convertidas em altos custos financeiros e alta demanda de recursos humanos. Também é necessário identificar alternativas de destinação dos indivíduos capturados das EEI, além de regulamentação do abate/eutanásia.

Definições legais e institucionais são fundamentais para a realização e manutenção das práticas de manejo e, quando a legislação resulta em impedimentos (como a proibição de uso de produtos químicos), certas ações de controle da EEI são impossibilitadas, por infringirem a lei (Genovesi 2005; Clout & Williams 2009). Este pode ser o caso, por exemplo, da caça no Brasil, proibida pelas Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998) e Lei de Proteção à fauna (Lei nº 5.197/1967). Situação semelhante é apontada como responsável pelo fiasco em tentativas de erradicações outros países, onde a caça também é proibida (ex.: Índia) ou onde espécies exóticas são protegidas por leis nacionais, como em alguns países da Europa (Manchester & Bullock 2000; Genovesi 2005; Clout & Williams 2009). Contudo, para casos específicos, o governo brasileiro compreende a necessidade de regulamentação deste tipo de atividade para viabilizar o controle das espécies, de acordo com a IN IBAMA nº

141/2006, que regulamenta o controle e o manejo da fauna sinantrópica nociva. Esse é o caso do javali, cuja nocividade foi declarada e o abate regulamentado pela IN IBAMA nº 03/2013, possibilitando a autorização do IBAMA para este manejo.

Restrições legais podem ser mais problemáticas quando o manejo é feito em UC. Clout & Williams (2009) relatam que, em uma pesquisa realizada pelo Programa Marinho Global da IUCN, a maioria dos gestores de áreas protegidas marinhas estava ciente da ameaça de EEI, mas devido a inexistência de previsão e competência legal para erradicação, ações não poderiam ser realizadas. No Brasil, situação semelhante é observada quando alguns gestores informam o impedimento de realização de ação de controle devido à inexistência de Plano de Manejo, ou por este não contemplar estas atividades. No entanto, como já discutido, a ausência do Plano não deve ser um impedimento ao manejo das EEI (Pádua 2002).

Outras dificuldades à implementação de controle citadas pelas equipes gestoras das UC também são reconhecidas em diversas partes do mundo, como a oposição do público (Mack et al. 2000; Simberloff 2003; Genovesi 2005). Algumas espécies, em especial mamíferos e aves, podem ser carismáticas, o que resulta em resistência às ações de controle, negligenciando os efeitos nocivos destas EEI sobre ambientes e espécies nativas (Oliveira & Pereira 2010). Certas ações podem ser prejudicadas pelos que se opõem à campanha (Simberloff 2001b). A falta de conhecimento e percepção dos danos causados por estas espécies ocasiona na aversão a qualquer ação que acarrete na mortalidade de indivíduos, dificultando ou impossibilitando o manejo. Portanto, é essencial repassar à sociedade que estas espécies ameaçam a conservação da biodiversidade nativa, evidenciando a necessidade de seu controle. Ao mesmo tempo, a preocupação com o bem-estar dos animais deve ser considerada, levando a desafios para o aprimoramento de técnicas de controle. Assim, é necessário diminuir a distância entre a geração de informações científicas (sobre impactos causados, e formas eficientes e éticas de controle) e o acesso dessas pela sociedade, para que não sejam opositores às ações, e sim, parceiros (Genovesi 2005; Oliveira & Pereira 2010). Essa cooperação é decisiva no sucesso do controle ou erradicação de EEI (Mack et al. 2000; Millett et al. 2001; Genovesi 2005; Glen et al. 2013).

Um estudo avaliando erradicações de várias EEI no mundo apontou a extensão da infestação como o fator mais importante para o bom resultado da ação (Pluess et al. 2012). Assim, a detecção da população em relativamente baixas densidades é um requisito importante para o sucesso do controle (Mack et al. 2000; Myers 2000; Simberloff 2003; Tobin et al. 2014). Conseqüentemente, as intervenções devem ser iniciadas o mais rápido possível, no princípio da invasão, ainda que haja insuficiência de informações sobre a invasão ou a espécie, ou inexistência de Plano de Manejo.

Espécies Representativas

1 – Identificação e caracterização das espécies representativas

O método utilizado neste trabalho para o ranqueamento e seleção de quatro espécies representativas da fauna de EEI registrada em UC teve como premissa principal a quantidade de informações disponíveis sobre as espécies. Isto possibilitou a sistematização de diversos tipos de informação sobre a história de vida, impactos causados e possibilidades de controle destas espécies. De forma a contribuir com ações de manejo para estas espécies em UC e também identificar tipos de informações que podem ser úteis para outras EEI, ou seja propor um formato de ficha de sistematização de informações importantes para implementar ações de manejo que podem a ser compiladas para outras EEI. Assim, as EEI que detém mais dados sobre ecologia, impactos e ações de controle foram eleitas. Dessa forma, considera-se que tais espécies têm maior chance de terem o manejo replicado e aprimorado, uma vez que já dispõem de conhecimento sobre estas ações. Uma medida importante nessa avaliação foi a quantidade de UC com registro de ocorrência da EEI. Esta informação foi analisada, pois acredita-se que quanto mais UC tiverem registro de uma EEI, maior a visibilidade e conhecimento sobre os danos causados por esta espécie, resultando em um maior destaque institucional e político. Dessa forma, indicando a grande representatividade das espécies com maior efeito negativo sobre o sistema de UC Federais, as instituições gestoras estarão cientes da problemática das espécies, priorizando a execução de ações. Além disso, aumenta a possibilidade de estabelecimento de uma rede de parceiros, também entre as próprias UC, o que amplia a viabilidade, continuidade e monitoramento de qualquer ação de controle que seja iniciada, inclusive para a elaboração e implementação de Planos de Controle regionais ou nacional.

Todavia, a escassez de algumas informações (ex.: monitoramento do controle implementado) prejudica o melhor entendimento das ações e sua efetividade. É importante destacar que as quatro espécies aqui descritas como representativas em nada indica que espécies com menos informações e não tratadas detalhadamente neste estudo não devem ser melhor estudadas e especialmente manejadas. No entanto é importante destacar que para várias destas espécies pode haver lacunas de conhecimento sobre suas características básicas de história de vida. Identificar e propor ações de manejo baseadas nas características ecológicas destas espécies é fundamental, o que não foi possível neste trabalho.

Algumas espécies foram bem colocadas no ranqueamento deste trabalho, no entanto, não foram consideradas importantes representantes da invasão biológica, como os pequenos roedores (*Mus musculus*, *Rattus rattus* e *R. norvegicus*) que estiveram entre as cinco primeiras posições. Sabe-se que são especialmente impactantes em ilhas, casos com muitos estudos e formas de controle recomendadas na literatura (Howald et al. 2007; Ogden & Gilbert 2008; Harris et al. 2012; Philips et al. 2012). E, embora haja registro de ocorrência destas EEI em grande parte das UC, a maioria ocorre próximo às áreas urbanas e construções, conseqüentemente, seus

impacos sobre os ecossistemas nativos parecem menores. De forma semelhante, o cão-feral (*Canis familiaris*), o gato-feral (*Felis catus*) e o pombo-doméstico (*Columba livia*) apareceram entre as dez espécies com maior pontuação no ranqueamento. O pombo-doméstico foi desconsiderado pelos mesmos motivos dos ratos. O controle de cães e gatos é conhecido, em outros países (Woodall 1983; Nogales et al. 2004; Natoli et al. 2006; Campbell et al. 2011; Philips et al. 2012; Lewis 2014). No entanto, por serem espécies de difícil convencimento da opinião pública quanto à necessidade de controle, pela estrita relação com seres humanos, o manejo não é aceitável pela maioria da sociedade. Portanto, a principal dificuldade de implementação de seu controle não está relacionada à falta informação ou técnica disponível e sim ao esclarecimento da opinião pública.

Em relação às quatro EEI da fauna mais representativas da invasão biológica, as formas de controle disponíveis na literatura foram variadas, mas o controle químico e, principalmente, o físico são os mais comuns. Em alguns casos, são unicamente focados nos impactos econômicos causados pela EEI. Por exemplo, o caramujo-gigante-africano causa danos a lavouras, de fácil percepção e maior preocupação pela população humana, do que impactos ecológicos (Hodasi 1979; Raut & Ghose 1984; Srivastava 1992; Raut & Barker 2002; Venette & Larson 2004). Assim, parte das ações de controle sugerida visa somente a proteção das lavouras, indicando apenas barreiras de acesso às culturas, e não a redução populacional do caramujo (Peterson 1957; PAL 1999; Prasad et al. 2004). As formas mais diversas de controle com a tentativa de redução populacional foram em ilhas onde a infestação é maior e os impactos mais evidentes, inclusive, ambientais, como em Guam, Havaí e ilhas no Caribe, Filipinas e Maldivas (Peterson 1957; Muniappan 1987; Hopper & Smith 1992; Civeyrel & Simberloff 1996; Simberloff & Stiling 1996; Takeuchi 1991; Cowie 2001). Caso semelhante observado para o javali, em que algumas barreiras protetoras de lavouras foram testadas, no entanto, sem sucesso, uma vez que os indivíduos destroem todas as cercas, sendo necessária a redução populacional da espécie, para diminuir os danos econômicos (Choquenot et al. 1996; Geisser & Reyer 2005). De forma semelhante, parte do manejo do coral-sol se refere apenas a métodos impeditivos de bioincrustação, por este fenômeno causar maior gasto de combustível nos navios (Cham & Lowenstein 1987; Godoi et al. 2003; Martins & Vargas 2013). Estas ações visam impedir a fixação de qualquer espécie bioincrustante (exótica ou nativa), não necessariamente de EEI. Contudo, é interessante ressaltar que foram encontradas ações específicas de manejo do coral-sol apenas no Brasil, sendo pioneiro no controle desta espécie (Silva et al. 2014; GISP 2015).

Há um arcabouço legal básico (Lei de Crimes Ambientais, Lei da Fauna, e IN IBAMA 141/2006) que possibilita ações e regulamentações de manejo de EEI. No entanto, para algumas espécies há a necessidade de legislação específica, atualmente existe apenas para o javali (IN IBAMA 03/2013 – regulamenta o manejo) e caramujo-gigante-africano (IN IBAMA 73/2005 – proíbe a criação e comercialização), sendo esta última ainda incipiente, pois afeta apenas a prevenção. A publicação destas normativas específicas está provavelmente relacionada à pressão pública, uma vez que estas duas espécies causam danos econômicos a agricultura.

Conclusões e Recomendações Gerais

Os dados compilados neste trabalho indicam que é necessária a realização de manejo das áreas, para detecção precoce, controle e erradicação de EEI (Ziller & Dechoum 2013). Sendo assim, a percepção de que a interferência não é necessária para a conservação da biodiversidade não é realista, uma vez que a ameaça das invasões biológicas sobre a integridade ecológica só pode ser combatida com a intervenção humana contínua de manejo (GISP 2007).

Apesar deste trabalho focar em EEI em UC federais, muitas destas espécies ocorrem fora dos limites das áreas protegidas federais e em UC estaduais e municipais. Aliás, em muitos casos, as espécies foram introduzidas fora das UC e, por aumento populacional e propagação, adentraram estas áreas. Portanto, além do manejo dentro das UC, é impreterível que ações para o controle também sejam feitas fora das UC, inclusive como forma de redução de pressão de propágulos para estas áreas. Contudo, raramente as demandas internas das UC permitem que as equipes gestoras tenham disponibilidade para agir também nas áreas fora das unidades. Dessa forma, a elaboração e implementação de um Plano de Controle específico para cada EEI, de abrangência nacional ou regional, pode direcionar ações a serem realizadas pela equipe gestora das UC, bem como por outras instituições (Universidades, ONGs, Governos Municipais e Estaduais, por exemplo). O Plano de Controle deve pautar diferentes ações para prevenir e controlar estas espécies (ex.: manejo, educação ambiental, pesquisas, monitoramento), a serem realizadas por diversos atores sociais concomitantemente e de forma articulada.

Outra forma importante seria a inclusão de ações específicas de controle destas EEI nos Planos de Ação Nacionais (PAN), que são políticas públicas, pactuadas com a sociedade, que identificam e orientam as ações prioritárias para combater as ameaças que põem em risco populações de espécies e os ambientes naturais e assim protegê-los (ICMBio 2015). Estes Planos são elaborados pelo ICMBio em parceria com instituições científicas e, atualmente, têm foco em ações de combate aos impactos sobre espécies ameaçadas, no entanto, há uma nova orientação para que sejam feitos em um contexto regional. Dessa forma, diretrizes e ações específicas para o controle de EEI na região, devem ser incluídas, uma vez que estas EEI também ameaçam as populações de espécies nativas e ambientes naturais.

Apesar de haver ações de controle sendo realizadas em algumas UC, estas ações, geralmente, não são articuladas com outras UC, formando uma rede de controle e monitoramento, ou mesmo, um programa de controle com participação de várias UC e outros parceiros, o que poderia potencializar o sucesso de ações em andamento e evitar novas invasões biológicas. A maior parte das UC com registro de ocorrência de EEI não realiza manejo, por necessitar de apoio e orientação para iniciar o controle destas EEI. Portanto, é necessária a criação de uma Coordenação de Manejo de Espécies Exóticas Invasoras no ICMBio, ou a inclusão de competência em alguma Coordenação já existente no ICMBio, para orientar e coordenar as ações de manejo a serem executadas pelas

UC, inclusive em relação à elaboração do Plano de Controle sugerido acima, e auxiliando na implementação da rede de controle e monitoramento.

Os Roteiros Metodológicos para Elaboração de Planos de Manejo e a IN ICMBio nº 01/2007 não indicam programa temático específico de manejo de EEI. A inclusão de um Programa de prevenção e controle de EEI (ou sub-programa do Programa de Proteção e/ou Manejo) no Plano, especialmente para as UC com ocorrência identificada de espécies exóticas, acarretaria em uma maior atenção e dedicação em recomendar ações de controle mais direcionadas e específicas às EEI.

A divulgação de ações realizadas, esclarecimentos sobre os impactos das EEI e necessidade de controle na UC devem sensibilizar a coletividade quanto a problemática das invasões biológicas. É especialmente importante esclarecer os motivos do controle destas espécies, enquanto as nativas devem ser protegidas. Esta distinção pode ser de difícil assimilação, principalmente pelo público infantil. Logo, a produção de materiais e campanhas informativas é recomendada, assim como a disseminação de informação via redes sociais, com vídeos e mensagens. Além de aproveitar as oportunidades de divulgação em meios de comunicação. E em UC de fácil acesso e com visitação, o uso de placas explicativas é uma boa técnica. A boa qualidade destes materiais é essencial para que sejam efetivos. Diversas placas, vídeos educativos e materiais de divulgação em outros países são facilmente localizados em sítios de busca, podendo ser usados como modelo.

É necessária a formalização de outras normativas específicas para o controle e declaração de nocividade das demais EEI da fauna, assim como ocorrido com o javali (*Sus scrofa*) (IN IBAMA nº 03/2013).

A prevenção de introdução de espécies é reconhecida como a forma mais eficaz e com menos custos de manejo de EEI. Assim, a prevenção a novas invasões de EEI nas áreas das UC deve ser feita, principalmente, nos casos em que já há conhecimento de invasão de EEI (Tabela 8) em áreas próximas a UC. Atenção especial também deve ser dada às espécies classificadas como potencialmente invasoras (Tabela 6). Nesse sentido, algumas ações que evitem introduções são importantes de serem executadas, tanto para a equipe gestora da UC, quando para visitantes, como a busca por propágulos nas vestimentas, descarga de materiais (ex.: equipamentos e alimentos) e veículos antes da entrada na UC. Essas ações são especialmente importantes em UC insulares.

Algumas recomendações mais detalhadas foram identificadas, ao longo do estudo:

1 - Necessidade de regulamentação legal para eutanásia de indivíduos ferais, quando não for possível ou viável outra destinação (ex.: canis, CETAS, devolução ao local de origem). Para tal, pode ser necessário instituir um Grupo de Trabalho, com ampla participação, onde deve ser claramente exposta a importância de controle destas espécies, para ter o apoio popular.

2 - A falta de recursos humanos foi uma das principais dificuldades enfrentadas para a realização de ações de controle. Logo, o aumento das equipes gestoras nas UC com ocorrência de EEI é fundamental para

viabilizar a realização destas ações. Porém, é fato conhecido que os recursos humanos são escassos em quase todas as UC, sendo necessária a realização de novos concursos públicos ou a contratação de servidores.

3 - Ainda quanto à escassez de recursos humanos, a sugestão acima pode demandar tempo superior ao da invasão e propagação da maioria destas EEI, portanto, o fortalecimento do Programa de Voluntariado do ICMBio, estimulando a participação da sociedade na prevenção e controle de EEI, é imprescindível. Por exemplo, os voluntários podem auxiliar na divulgação dos impactos e prevenção das EEI, principalmente em UC com uso público praticado; capturar indivíduos de algumas espécies (ex.: coral-sol, mexilhão-dourado); auxiliar na construção e implementação de armadilhas, entre outras atividades. Ações de prevenção e controle realizadas por voluntários têm se mostrado eficiente em outros países, podendo ser replicadas no Brasil.

4 - Parcerias com a sociedade civil e instituições de pesquisa também é uma forma de superar a falta de recursos financeiros e humanos. Além de propiciar o maior envolvimento de pessoas em relação ao controle de invasões, agregando competências e expertises aos programas de manejo. Estas parcerias seriam intrínsecas nos Planos de Controle de EEI e nos PAN.

5 - As ações de controle podem ser custosas, demandando recursos financeiros pouco disponíveis para a gestão das UC. Nesse sentido, a criação de um fundo nacional de apoio a pesquisa, monitoramento e controle de bioinvasões seria imprescindível, não negligenciando outras possibilidades de financiamento, como editais de apoio a projetos disponíveis.

6 - O Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação do ICMBio têm grande potencial em atuar como parceiros ou fomentadores de pesquisas, e em ações de monitoramento e controle de EEI. Portanto, os Centros que detiverem entre seu escopo de atuação atividades relativas às EEI, devem atuar prioritariamente em UC onde há ocorrência destas espécies, bem como na divulgação de informações disponíveis sobre ações de manejo de EEI entre as UC.

7 – Visto que algumas espécies domésticas podem se tornar ferais, o confinamento, ainda que apenas noturno, impedindo que indivíduos fujam ou se percam nas áreas nativas da UC; e a remoção de indivíduos soltos ou abandonados na UC (por desapropriação, por exemplo) são medidas preventivas necessárias.

8 - O mocó *Kerodon rupestris* é classificado como vulnerável nas Listas Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção (Portaria MMA nº 444/2014), portanto, merece atenção especial quanto às formas de controle nas UC insulares em que esta espécie é exótica invasora.

9 – Parceria da UC com outras instituições científicas, para a realização de pesquisas buscando resultados direcionados e aplicados aos problemas peculiares de invasões em cada UC também são necessárias.

Sugestões de Estudos

Também foi identificada a necessidade de algumas pesquisas específicas:

1 – Identificar se as populações das EEI registradas nas UC levantadas neste trabalho atingiram as etapas avançadas do processo de invasão biológica na área da UC (população dominante, com intensa taxa de propagação e ameaçando a biodiversidade), a partir de estudos populacionais e mensuração dos possíveis impactos causados pela espécie na UC. Estes estudos podem confirmar ou não a invasão biológica da referida espécie na UC e indicar formas específicas de controle quando necessário;

2 – Testar formas de prevenção e controle das EEI, considerando os custos e recursos humanos necessários, com vistas a propor métodos efetivos, éticos e viáveis de aplicabilidade nas UC;

3 – Testar métodos de prevenção e controle das EEI, considerando as informações referentes à história de vida destas espécies;

4 – Investigar se a ocorrência de algumas espécies com densas populações em algumas UC é natural ou introduzida: a) Quati (*Nasua nasua*) na REBIO Arvoredo (SC); b) Ouriço-branco (*Tripneustes ventricosus*) na REBIO Atol das Rocas (RN);

5 – Investigar se a ocorrência de algumas espécies típicas da Bacia Amazônica não é natural em UC nesta mesma Bacia. E caso não ocorram, quais barreiras impediram sua ocorrência, e quais os efeitos da introdução destas espécies nestes ambientes. São os casos: a) Tucunaré (*Cichla monoculus*) no PARNA Montanhas do Tumucumaque (AP e PA), na FLONA do Amapá (AP) e na APA do Igarapé Gelado (PA); b) Tartatuga-da-amazônia (*Podocnemis expansa*) na RESEX do Riozinho do Anfrísio (PA).

6 – Identificar as espécies citadas com nomes populares, e verificar se ocorrência das mesmas nas regiões das UC é natural ou introduzida, e se causam impactos: a) Peixe-sapo na APA de Guaraqueçaba (PR); b) Bagre ariáçu ou bagre do mangue na RESEX de Canavieiras (BA); c) Peixes da família Gobiidae na RESEX Marinha de Soure (PA); d) Piranha na REBIO de Sooretama (ES). Principalmente, em relação ao bagre na RESEX de Canavieiras, o qual os pescadores da região indicam não ter ocorrência há 50 anos.

7 – Identificar as espécies citadas apenas pelo gênero, e investigar se a ocorrência das mesmas nas regiões das UC é natural ou introduzida, e se causam impactos: a) *Curimata* sp. na REBIO de Sooretama (ES); b) *Rhamdia* sp. na FLONA de Ibirama (SC)

8 – Investigar se as espécies exóticas classificadas como Não-Invasoras, Potencialmente Invasoras e em ilhas oceânicas (Tabelas 5, 6 e 7) neste estudo causam impactos na biodiversidade nativa, podendo ser consideradas EEI.

9 – Fazer estudos levantamentos de fauna, buscando identificar a ocorrência de EEI nos biomas com maior escassez de informações: Caatinga, Pantanal e Pampa.

10 – Fazer diagnóstico sobre a ocorrência de EEI da fauna nas UC da categoria de RPPN.

Bibliografia

- Adamek, Z. 1998: Breeding biology of carp (*Cyprinus carpio* L.) in the Murrumbidgee Irrigation Area. Visiting Scientists Report, CSIRO Division of Land and Water, Griffith
- Afonso, L.G.; Santos, F.M.; Coelho, A.C.B. & Magalhães, A.L.B. 2010. Reprodução da exótica rã-touro *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Amphibia, Anura, Ranidae) em riachos de Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil. *Biotemas* 23(3):85-91
- Agostinho, A.A.; Júlio Jr, H.F. & Petrere Jr, M. 1994. Itaipu Reservoir (Brazil): Impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx, I.G. (ed) *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 171-184.
- Agrolink. 2010. Javali "importado" provoca catástrofe agrícola no Brasil. Disponível em: www.agrolink.com.br/noticias/NoticiaDetalhe.aspx?codNoticia=116789. Acesso em 02/2015
- Ahmed, M. & Raut, S.K. 1991. Influence of temperature on the growth of the pestiferous land snail *Achatina fulica* (Gastropoda: Achatinidae). *Walkerana*, 5(3):33-62.
- Ahne, W. & Wolf, K. 1977. Spring Viremia of Carp. US Fish & Wildlife Publications, paper 123
- Al Dahouk, S.; Nöckler, K.; Tomaso, H.; Splettstesser, W.D.; Jungersen, G.; Riber, U.; Petry, T.; Hoffmann, D.; Scholz, H.C.; Hensel, A. & Neubaur, H. 2005. Seroprevalence of Brucellosis, Tularemia, and Yersiniosis in Wild Boars (*Sus scrofa*) from North-Eastern Germany. *Journal of Veterinary Medicine B*, 52:444-455.
- Albuquerque, F.S.; Peso-Aguiar, M.C. & Assunção-Albuquerque, M.J.T. 2008. Distribution, feeding behavior and control strategies of the exotic land snail *Achatina fulica* (Gastropoda: Pulmonata) in the northeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 837-842
- Aleixo, A. & Poletto, F. 2007. Birds of an open vegetation enclave in southern Brazilian Amazonia. *The Wilson Journal of Ornithology* 119 (4): 610-630.
- Alencar, A.; Nepstad, N; McGrath, D; Moutinho, P; Pacheco, P; DIAZ, M.D.C.V & Filho, B.S. 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica. Manaus, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (Ipam), 89 p.
- Alfaro, R.M.; Ramírez-Martínez, C.; González, C.A. & Castilho, M.E.M. 2014. Principales vías de introducción de las especies exóticas. In: Mendoza, R. & Koleff, P. (coords.) *Especies acuáticas invasoras em México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 43-73.
- Allen, J.A.; Brown, C.S. & Stohlgren, T.J. 2009. Non-native plant invasions of United States National Parks. *Biological Invasions*, 11: 2195–2207.
- Alvarenga, H. M. F. 1990. Novos registros e expansões geográficas de aves no leste do estado de São Paulo. *Ararajuba*, 1:115-117

- Alves, C.B.M.; Vieira, F.; Magalhães, A.L.B. & Brito, M.F.G. 2007. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: Present situation and prospects. In: Bert, T.M. (ed.). Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities. Springer, Netherlands: 219-314 pp.
- Amaral, W. 2002. Programa Nacional de Saneamento Ambiental da Invasão da *Achatina fulica* - preocupação nacional. Instituto Brasileiro de Helicultura, Atibaia, SP.
- Amorim, J.F. & Piacentini, V.Q. 2007. Novas áreas de ocorrência de três Passeriformes no sul do Brasil. *Lundiana*, 8(1):69-73
- Angelo, L. & Silva, M.D. 2004. Presença do camarão branco do pacífico, *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) em cultivos no estado do Paraná, Brasil. MMA, 1-8
- ANTAQ (Agência Nacional de Transportes Aquaviários). Meio Ambiente - Água de lastro. Em: www.antaq.gov.br/portal/MeioAmbiente_AguaDeLastro.asp. Acesso em: 12/2014.
- Apolinário, M. 2002. Cracas invasoras no litoral brasileiro. *Ciência Hoje*, 32(188): 44-49.
- Arima, E.; Barreto, P. & Brito, M. 2005. Pecuária na Amazônia: tendências e implicações para a conservação ambiental. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – IMAZON, Belém, 75pp.
- Araujo, A.M.; Guimarães, S.E.F.; Machado, T.M.M.; Lopes, P.S.L.; Pereira, C.S.; Silva, F.L.R.; Rodrigues, M.T.; Columbiano, V.S. & Fonseca, C.G. 2006. Genetic diversity between herds of Alpine and Saanen dairy goats and the naturalized Brazilian Moxotó breed. *Genetics and Molecular Biology*, 29(1): 67-74.
- Arrington, D.A.; Toth, L.A. & Koebel, J.W. Jr. 1999. Effects of rooting by feral hogs *Sus scrofa* L. on the structure of a floodplain vegetation assemblage. *Wetlands*, 19(3):535-544.
- Artaza-Barrios, O.H. & Schiavetti, A. 2007. Análise da Efetividade do Manejo de duas Áreas de Proteção Ambiental do Litoral Sul da Bahia. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 7(2):117-128.
- Arthington, A. & McKenzie, F. 1997. Review of Impacts of Displaced/Introduced Fauna Associated with Inland Waters. State of the Environment Technical Paper Series (Inland Waters), Department of the Environment, Canberra, Australia
- Auricchio, P. 1995. Primatas do Brasil. São Paulo: Terra Brasilis.
- Ávila-Pires, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zool. Verh. Leiden*, 299:546-564
- Ayre, D.J. & Resing, J.M. 1986. Sexual and asexual production of planulae in reef corals. *Marine Biology*, 90: 187-190.
- Ayres, R. & Clunie, P. 2010. Management of freshwater fish incursions: a review. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- Baber, D.W. & Coblenz, B.E. 1986. Density, home range, habitat use, and reproduction in feral pigs on Santa Catalina island. *Journal of Mammalogy*, 67(3):512-525.
- Balch, L. G. 1979 Identification of Groove-billed and Smooth-billed Anis. *Birding*, 9: 295-297

- Balciunas, J.K. 2000. A proposed Code of Best Practices for classical biological control of weeds. Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Services, Sidney, MT and Montana State University, Bozeman, MT.
- Baldry, I. 2000. Effect of Common Carp (*Cyprinus carpio*) on Aquatic Restorations. Restoration and Reclamation Review, 6(6): 1-8
- Balon, E.K. 1975. Terminology of intervals in fish development. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 32: 1663–1670.
- Baptista, L.F., Trail, P.W., Horblit, H.M., Bonan, A. & Boesman, P. 2013. Eared Dove (*Zenaida auriculata*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.) Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona.
- Barbosa, P. & Braxton, S. 1993. A proposed definition of biological control and its relationship to related control approaches. Lumsden, R.D. & Vaughn, J.L. (eds). In: Pest Management: Biologically Based Technologies. American Chemical Society, Washington.
- Barrasso, D.A.; Cajade, R.; Nenda, S.J.; Baloriani, G. & Herrera, R. 2009. Introduction of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae) in natural and modified environments: an increasing conservation problem in Argentina. South American Journal of Herpetology, 4(1):69-75.
- Barros, R.C.; Rocha, R.M. & Pie, M.R. 2009. Human-mediated global dispersion of *Styela plicata* (Tunicata, Ascidiacea). Aquatic Invasions, 4 (1): 45-57.
- Bastianetto, E. 2009. Criação de búfalos no Brasil: situação e perspectiva. Revista Brasileira de Reprodução Animal, 6: 98-103.
- Beale, C.M.; Rensberg, S.; Bond, W.J.; Coughenour, M.; Fynn, R.; Gaylard, A.; Grant, R.; Harris, B.; Jones, T.; Mduma, S.; Owen-Smith, N.; Sinclair, A.R.E. 2013. Ten lessons for the conservation of African savannah ecosystems. Biological Conservation, 167: 224-232
- Bellini, C. 1996. Reproduction and Feeding of Marine Turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Marine Turtle Newsletter, 74: 12-13
- Belton, W. 1994. As aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia. Porto Alegre: Unisinos Editora
- Beltrame, M. A. 2006. Diversidade de aves e pequenos mamíferos na lavoura de arroz irrigado. Dissertação de mestrado. UFSC
- Belz, C.E. 2006. Análise de risco de bioinvasão por *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857): um modelo para a bacia do rio Iguaçu, Paraná. (Tese de Doutorado). Universidade Federal do Paraná. Curso de Pós-Graduação em Zoologia, Curitiba, PR.
- Benatti, J.H. 1999. Unidades de Conservação e as Populações Tradicionais: Uma análise jurídica da realidade brasileira. Novos Cadernos NAEA, 2 (2): 107-126

- Bensusan, N. 2006. Conservação da biodiversidade: em áreas protegidas. FGV, Rio de Janeiro, Brasil.
- Bequaert, J.C. 1950. Studies in the Achatininae, a group of African land snails. Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College, 105: 1-216.
- Bergman, D.L.; Chandler, M.D. & Locklear, A. 2000. The Economic Impact of Invasive Species to Wildlife Services' Cooperators. Human Conflicts with Wildlife: Economic Considerations: 169-178
- Bergstrom, D.M.; Lucieer, A.; Kiefer, K.; Wasley, J.; Belbin, L.; Pedersen, T.K. & Chown, S.L. 2009. Blackwell Publishing Ltd Indirect effects of invasive species removal devastate World Heritage Island. Journal of Applied Ecology, 46:73–81
- Berra, T. M. 2007. Freshwater Fish Distribution. University of Chicago Press
- Berry, A.J. & Chan, L.C. 1968. Reproductive condition and tentacle extirpation in Malayan *Achatina fulica* (Pulmonata). Australian Journal of Zoology, 16(5) 849 – 855
- Bertaco, V. A. 2009. Freshwater Fishes, Ilha de Santa Catarina, southern coastal drainage of the state of Santa Catarina, Brazil. Checklist: Journal of Species Lists and Distribution, 5(4): 898–902
- Bilotta, G.S.; Brazier, R.E. & Haygarth, P.M. 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. Advances in Agronomy 94: 237–280.
- BirdLife International 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2014.3. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 02/2015.
- Bisaggio, E.L.; Alves, S.L.; Santos-Júnior, C.S. & Rocha, C.H.B. 2013. Búfalos Ferais (*Bubalus bubalis*) em Áreas Protegidas: um estudo de caso na Reserva Biológica do Guaporé, RO. Biodiversidade Brasileira, 3(2): 243-260.
- Bizerril, C.R.S. 1999. A ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões espaciais de distribuição. Brazilian Archives of Biology and Technology, 45:125-156.
- Bizerril, C.R.S. & Primo, P.B.S. 2001. Peixes de águas interiores do estado do Rio de Janeiro, FEMAR-SEMADS, Rio de Janeiro.
- Blaker, D. 1971. Range expansion of the Cattle Egret. Ostrich, 42(1):27–30.
- Boelter, R.A. & Cechin, S.Z. 2007. Impact of the Bullfrog diet (*Lithobates catesbeianus* - Anura, Kanidae) on native fauna: case study from the region of Agudo - RS – Brazil. Natureza & Conservação 5(2):115-123.
- Bond-Buckup, G.; Buckup, L. & Araujo, P.B. 2003. Crustáceos. In: Fontana, C.S.; Bencke, G.A. & Reis, R.E. (eds.), Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, EDIPUCRS.
- Bonneau, J.L. 1999. Ecology of a fish biomanipulation in great plains reservoir. Dissertação de Mestrado, University of Idaho
- Bonneau, J.L. & Scarnecchia, D.L. 2014. The Zooplankton Community of a Turbid Great Plains (USA) Reservoir in Response to a Biomanipulation with Common Carp (*Cyprinus carpio*). Transactions of the Kansas Academy of Science, 117 (3/4):181-192

- Bonvicino, C.R.; D'Andrea, P.S. & Lemos, E.R.S. 2007. Inventário de pequenos mamíferos não voadores de Pedreira, São Paulo. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 49: 6-7.
- Borges, S.H.; Cohn-Haft, M. Carvalhaes, A.M.P.; Henriques, L.M.; Pacheco, J.P. & Whittaker, A. 2001. Birds of Jaú National Park, Brazilian Amazon: Species check-list, Biogeography and Conservation. *Ornitologia Neotropical*, 12: 109-140
- Bosso, A. 2001. *Todirostrum cinereum* (Tyrannidae), uma nueva especie para la avifauna argentina. *Hornero*, 16(1): 49-50
- Both, C.; Lingnau, R.; Santos-Jr, A.; Madalozzo, B.; Lima, L.P. & Grant, T. 2011. Widespread Occurrence of the American Bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. *South Journal of Herpetology* 6(2):127-134.
- Boujard, T.; Keith, P. & Luquet, P. 1990. Diel cycle in *Hoplosternum littorale* (Teleostei): evidence for synchronization of locomotor, air breathing and feeding activity by circadian alternation of light and dark. *Journal of Fish Biology*, 36 (2): 133–140
- Bowman, D.M.J.S. & Panton, W.J. 1991. Sign and habitat impact of banteng (*Bos javanicus*) and pig (*Sus scrofa*), Cobourg Peninsula, northern Australia. *Austral Ecology*, 16(1):15-17.
- Braband, A.; Faafeng, B. A. & Nilsson, J. P. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 47, 363–372
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2000. A Convenção Sobre a Diversidade Biológica.
- Brasil. Ministério da Saúde. 2008. Vigilância e controle de moluscos de importância epidemiológica: diretrizes técnicas: Programa de Vigilância e Controle da Esquistossomose (PCE). Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. 2. ed. Brasília: Editora do Ministério da Saúde
- Brasil. Portal do Brasil. Brasil quer ser reconhecido como zona livre da Peste Suína Clássica. Disponível em: www.brasil.gov.br/economia-e-emprego/2014/10/brasil-quer-ser-reconhecido-como-zona-livre-da-pestesuina-classica. Acesso em: 02/2015
- Brasil. Blog do Planalto. Governo cria sete novas unidades de conservação ambiental e protege mais de 903 mil hectares. Disponível em: blog.planalto.gov.br/governo-cria-sete-novas-unidades-de-conservacao-ambiental-e-protege-mais-903-mil-hectares/. Acesso em 28/12/2014
- Bratton, S.P. 1975. The effect of Wild Boar, *Sus scrofa*, on Gray Beech Forest in the Great Smokey Mountains. *Ecology* 56(6):1356- 1366.
- Britski, H. A.; Sato, Y. & Rosa, A. B. S. 1988. Manual de identificação de peixes da Região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: CODEVASF, Divisão de Piscicultura e Pesca, 3ª Edição Revisada.

- Brito, M. C. W. 1995. Unidades de conservação: intenções e resultados. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, PROCAM, São Paulo, SP, Brasil
- Britto, M.M. & Patrocínio, D.N.M. 2006. A fauna de espécies exóticas no Paraná: Contexto Nacional e Situação atual. In: Campos, J. B.; Tossulino, M. G. P. & Müller, C. R. C. (Orgs.) Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade. Instituto Ambiental do Paraná.
- 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*, 22:555-565.
- Browder, J.A. 1973. Long-Distance Movements of Cattle Egrets. *Bird-Banding*, 44(3): 158-170.
- Bruno, S. F. & Bard, V. T. 2012. Exóticos Invasores. Rio de Janeiro, Editora UFF; SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira.
- Bryan, G. W.; Gibbs, P. E.; Huggett, R. J.; Curtis, L. A.; Bailey, D. S. & Dauer, D. M. 1989. Effects of tributyltin pollution on the mud snail *Ilyanassa obsoleta*, from the York River and Sarah Creek, Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 20:458-462,
- Bullock, D.J.; North, S.G.; Dulloo, M.E. & Thorsen, M. 2002. The impact of rabbit and goat eradication on the ecology of Round Island, Mauritius. In Veitch, C.R. & Clout, M.N. (eds) *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission, 27, p.53-63
- Bullow, F.J.; Wehb, M.A.; Crumby, W.D. & Quisenberry, S.S. 1988. Effectiveness of a fish harrier dam in limiting movement of rough fishes from a reservoir into a tributary stream. *North American Journal of Fisheries Management*, 8:273-275.
- Burgess, J.G.; Boyd, K.G.; Armstrong, E.; Jiang, Z.; Yan, L., Berggren, M.; May, U.; Pisacane, T.; Granmo, A. & Adams, D.R. 2003. The Development of a marine natural product-based antifouling paint. *Biofouling*, 19: 197-205
- Burns, J.H.; Blomberg, S.P.; Crone, E.E.; Ehrlén, J.; Knight, T.M.; Pichancourt, J.; Ramula, S.; Wardle, G.M. & Buckley, Y.M. 2010. Empirical tests of life-history evolution theory using phylogenetic analysis of plant demography. *Journal of Ecology*, 98(2): 334-344
- Caballero, I. 2004. Yellow-breasted Flycatcher (*Tolmomyias flaviventris*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona
- Cadi, A.; Delmas, V.; Prévot-Julliard, A-C.; Joly, P.; Pieau, C. & Girondot, M. 2004. Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the south of France. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 237-246.
- Cairns, S.D. 2000. A revision of the shallow-water azooxanthellate Scleractinia of the Western Atlantic. *Studies of the Natural History of the Caribbean Region*, 75:1-240.

- Calado, T. C. 1996. Registro de *Charybdis hellerii* (Milne Edwards, 1867) em águas do litoral brasileiro (Decapoda: Portunidae). *Boletim de Estudos de Ciências do Mar* 9: 175-180.
- Caldeira, R.L.; Mendonça, C.L.; Goveia, C.O.; Lenzi, H.L.; Graeff-Teixeira, C.; Lima, W.S.; Mota, E.M.; Pecora, I.L.; Medeiros, A.M.Z. & Carvalho, O.S. 2007. First record of molluscs naturally infected with *Angiostrongylus cantonensis* (Chen, 1935) (Nematoda: Metastrongylidae) in Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 102(7):887-889
- Campbell, K.J.; Harper, G.; Algar, D.; Hanson, C.C.; Keitt, B.S. & Ronbinson, S. 2011. Review of feral cat eradications on islands. In: Veitch, C.R.; Clout, M.N. & Towns, D.R. (eds.). *Island invasives: eradication and management*. IUCN, Gland, Switzerland
- Campos, J. B.; Tossulino, M. G. P. & Müller, C. R. C. 2005. Unidades de Conservação: Ações para valorização da biodiversidade. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, Paraná.
- Canevari, M.; Canevari, P.; Carrizo, G. R.; Harris, G.; Rodríguez Mata, J. & Straneck, R. J. 1991. Nueva guía de las aves argentinas. Tomo 2. Fundación Acindar, Buenos Aires, Argentina
- Canonico-Hyde, G. 2011. Tilapias in aquaculture: the need for invasion science in decision making to protect and sustain biodiversity. In: *Sustainable Fisheries: Multi-Level Approaches to a Global Problem*. Taylor WW, Lynch AG, Schechter MG, editors. Bethesda: American Fisheries Society. 113–124.
- Capel, K.C.C.; Migotto, A.E. & Kitahara, M.V. 2014. Another tool towards invasion? Polyp “bail-out” in *Tubastraea coccinea*. *Coral Reef*, 33(4): 1165
- Carqueija, C.R.G. & Gouvêa, E.P. 1996. A ocorrência, costa brasileira, de um Portunidae (Crustácea, Decapoda), originário do Indo-Pacífico e Mediterrâneo. *Nauplius* 4: 105-112.
- Carvalho, C.E.A. & Marini, M.A. 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. *Bird Conservation International*, 17: 367-380
- Carvalho, D.C.; Oliveira, D.A.A.; Santos, J.E.; Teske, P.; Beheregaray, L.B.; Schneider, H. & Sampaio, I. 2009. Genetic characterization of native and introduced populations of the neotropical cichlid genus *Cichla* in Brazil. *Genetics and Molecular Biology*, 32 (3):601-607.
- Carvalho, M.R.; Lovejoy, N.R. & Rosa, R.S. 2003. Family Potamotrygonidae (River stingrays). Checklist of freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, Editora da Pontifícia Universidade Católica: 22-29
- Carvalho, O.S.; Teles, H.M.S.; Mota, E.M.; Mendonça, C.L.G.F. & Lenzi, H.L. 2003. Potentiality of *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca: Gastropoda) as intermediate host of the *Angiostrongylus costaricensis* Morera & Céspedes 1971. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 36(6):743-745.

- Carvalho, S.S.S. 2014. Ocorrências e impactos socioambientais do caramujo africano (*Achatina fulica* Bowdich, 1822) em área urbana de Macapá, estudo de caso do Loteamento Açai. Monografia de Conclusão de Curso, Ciências Ambientais, Universidade Federal do Amapá
- Casal, C.M.V. 2006. Global documentation of fish introductions: The growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions*, 8:3-11.
- Castro, C.B. & Pires, D.O. 2001. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*, 69(2):357–371.
- CEVAS (Coordenação de Vigilância Ambiental em Saúde). Secretaria de Estado de Saúde do Rio de Janeiro. Disponível em: /www.institutohorus.org.br/download/artigos/caramujo.pdf. Acesso em: 02/2015
- Champ, M.A. 2000. A review of organotin regulatory strategies, pending actions, related costs and benefits. *The Science of the Total Environment*, 258: 21-71
- Champ, M.A. & Lowenstein, F.L. 1987. TBT: the dilemma of hi-technology antifouling paints. *Oceanus*, 30(3): 69-77.
- Chimera, C. G., & D. R. Drake. 2011. Could poor seed dispersal contribute to predation by rodents in a Hawaiian dry forest? *Biological Invasions* 13: 1029-1042.
- Choquenot, D.; McIlroy, J. & Korn, T. 1996. Managing Vertebrate Pests: Feral Pigs. Bureau of Resource Sciences, Australian Government Publishing Service, Canberra. 163 p.
- Ciomperlink, M.A.; Robinson, D.G.; Gibbs, I.H.; Fields, A.; Stevens, T. & Taylor, B.M. 2013. Mortality to the Giant African Snail, *Lissachatina fulica* (Gastropoda: Achatinidae), and Non-Target Snails using Select Molluscicides. *Florida Entomologist*, 96(2):370-379.
- Civeyrel, L. & Simberloff, D. 1996. A tale of two snails: is the cure worse than the disease? *Biodiversity and Conservation*, 5:1231-1252.
- Clarkson, R.W. 2004. Effectiveness of Electrical Fish Barriers Associated with the Central Arizona Project. *North American Journal of Fisheries Management*, 24(1): 94-105
- Clout, M.N. & Williams, P.A. 2009. *Invasive Species Management: A Handbook of Principles and Techniques*. Oxford University Press, Nova Iorque, EUA.
- Coelho, L.M. 2005. Informe técnico para o controle do caramujo africano *Achatina fulica* (Bowdich, 1822) em Goiás. Goiânia: Agência Rural
- Cohen, A.N. & Carlton, J.T. 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science* 279:555-558.
- Colautti, R.I. & MacIsaac, H.J. 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions* 10:135-141.
- Collar, N. & Bonan, A. 2013. Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.

- Colley, E. & Fisher, M.L. 2009. Avaliação dos problemas enfrentados no manejo do caramujo gigante africano *Achatina fulica* (Gastropoda: Pulmonata) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 26(4): 674-683
- Conallin, A.; Stuart, I.; Thwaites, L. & Smith, B. 2014. Carp trapping: modernising an age-old technique to control an invasive pest. Fulton, W. & Hall, K. (eds). In: Forum Cproceedings: Carp management in Australia — state of knowledge, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- Copini, A.C.; Miozzo, R.; Tortatto, M.A. & Salvador, C.H. 2013. Análise de diferentes tipos de cevas no monitoramento de populações selvagens de javali (*Sus scrofa*) e prejuízos ocasionados em plantação de milho no interior do município de Caçador. *Ignis*, 2(1): 71-83
- Copp, G.H.; Garthwaite, R. & Gozlan, R.E. 2005. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK. Science Series Technical Report Cefas Lowestoft, 129
- Córdova-Tapia, F.; Zambrano, L. & Contreras, M. 2014. Trophic niche overlap between native and non-native fishes. *Hydrobiologia*, 746: 291-301
- Costa, M.S.G.; Batista, R.C. & Gurgel-Gonçalves, R. 2014. Predicting geographic distributions of *Phacellodomus species* (Aves: Furnariidae) in South America based on ecological niche modeling. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 36(3): 299-306
- Cout, S.; Angulo, E. & Courchamp, F. 2009. Avoiding surprise effects on Surprise Island: alien species control in a multitrophic level perspective. *Biological Invasions*, 11: 1689-1703
- Couternay, W.R. & Williams, J.D. 1992. Dispersal of Exotic Species from Aquaculture Sources, with Emphasis on Freshwater Fishes. In Rosenfield, A. & Mann, R. (eds) Dispersal of Living Organisms into Aquatic Ecosystems. University of Maryland Sea Grant College, EUA
- Coutinho, M.E.; Marioni, B.; Farias, I.P.; Verdade, L.M.; Bassetti, L.; Mendonça, S.H.S.T.; Vieira, T.Q.; Magnussin, W.E. & Campos, Z. 2013. Avaliação do risco de extinção do jacaré-de-papo-amarelo *Caiman latirostris* (Daudin, 1802) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1), 13-20
- Cowie, R.H. 2001. Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? *International Journal of Pest Management*, 47(1): 23-40
- Cowx, I.G. 2001. Factors Influencing Coarse Fish Populations in Rivers. Environment Agency R&D Publication 18. London: The Stationery Office, 146 pp
- Creed, J.C. 2006. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. *Coral Reefs*, 25:350
- Creed, J.C. & Oliveira, A.E.S. 2005. Distribution and abundance of three benthic alien invertebrates in the Baía da Ilha Grande, Southwest Atlântic. XI Congresso Latinoamericano de Ciencias delMar, Viña del Mar

- Creed, J.C. & Paula, A.F. 2007. Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 330: 101-111
- Creed, J.C. 2012. Ameaça do coral exótico nocivo *Tubastraea* spp. (Coral-Sol) à zona costeira marinha da Baía de Todos os Santos, BA. Parecer Técnico 001/2012, Projeto Coral-Sol, Instituto Biodiversidade Marinha
- Crooks, J. A. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience* 12(3):316-329.
- Cruz, F.; Donlan, J.; Campbell, K. & Carrion, V. 2005. Conservation action in the Galápagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. *Biological Conservation*, 121:473-478.
- Cuevas, M.F.; Ojeda, R.A.; Dacar, M.A. & Jaksic, F.M. 2013. Seasonal variation in feeding habits and diet selection by wild boars in a semi-arid environment of Argentina. *Acta Theriol* 58:63–72
- Da Gama, B.A.P.; Carvalho A.G.V.; Weidner, K.; Soares, A.R.; Coutinho R.; Fleury, B.G.; Teixeira, V.L. & Pereira, R.C. 2008. Antifouling activity of natural products from Brazilian seaweeds. *Botica Marina*, 51: 191-201
- Dallacorte, F. Impacto da rã-touro-gigante (*Lithobates catesbeianus*) sobre a fauna nativa na zona de amortecimento e interior no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), Blumenau – SC. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Regional de Blumenau. 2010.
- Daniel, A.J.; Morgan, D.K. & Ling, N. 2014. Get out, stay out! Restoring a small New Zealand floodplain lake: removal and exclusion of carp. Fulton, W. & Hall, K. (eds). In: Forum proceedings: Carp management in Australia — state of knowledge, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia
- Dario, F.R. 2010. Avifauna em fragmentos florestais da Mata Atlântica no sul do Espírito Santo. *Biotemas*, 23(3): 105-115.
- Davidovich, M.; Dishon, A.; Ilouze, M. & Kotler, M., 2007. Susceptibility of cyprinid cultured cells to Cyprinid herpesvirus-3. *Archives of Virology* 152, 1541–1546.
- Davis, C. J. & Butler, G. D. 1964. Introduced enemies of the giant African snail, *Achatina fulica* Bowdich, in Hawaii. *Proceedings, Hawaiian Entomological Society*, 18: 377-389
- Deberdt, A.J. & Scherer, S.B. 2007. O javali asselvajado: ocorrência e manejo da espécie no Brasil. *Natureza & Conservação* 5(2): 23-30.
- Delariva, R.S. & Agostinho, A.A. 1999. Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta Scientiarum*, 21 (2): 255-262.
- Del Hoyo, J.; Elliot, A. & Sargatal, J. 1992. Handbook of the birds of the world. volume 1: ostrich to ducks. Barcelona, Lynx Edicions, 696 pp
- Dewey, T. & Hruby, J. 2002. *Sus scrofa*. Michigan, USA: University of Michigan Museum of Zoology. Disponível em: animaldiversity.ummz.umich.edu/site/accounts/information/Sus_scrofa.html. Acesso em: 26/01/2015

- DeWinter, A.J. 1989. New records of *Achatina fulica* Bowdich from the Côte d'Ivoire. *Basteria*, 53:71-72.
- Dietz, J. M. 1985. *Chrysocyon brachyurus*. *Mammalian Species*, 234: 1- 4.
- Diggle, J.; Patil, J. & Wisniewski, C. 2012. A manual for carp control: The Tasmanian model. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- Diggle, J. & Wisniewski, C. 2014. The biology, management, control and eradication of carp populations in Tasmania. Fulton, W. & Hall, K. (eds). In: Forum proceedings: Carp management in Australia — state of knowledge, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia
- Dikkeboom, A.L.; Radi, C.; Toohey-Kurth, K.; Marcquenski, S.; Engel, M.; Goodwin, A.E.; Way, K.; Stone, D.M. & Longshaw, C. 2004. First Report of Spring Viremia of Carp Virus (SVCV) in Wild Common Carp in North America. *Journal of Aquatic Animal Health*, 16(4): 169-178
- DIVE (Divisão de Vigilância Epidemiológica). Secretaria de Estado da Saúde de Santa Catarina. Disponível em: www.dive.sc.gov.br/conteudos/zoonoses/publicacoes/Manejo_Achatina_fulica_2014.pdf. Acesso em 02/2015
- Domaneschi, O. & Martins, C.M. 2002. *Isognomon bicolor* (C.B. Adams) (Bivalvia: Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescrição da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(2):611–627.
- Dos Santos, A.F. & Santana, A.E.G. 2001. Molluscicidal properties of some species of *Annona*. *Phytomedicine*, 8(2): 115-120.
- Drake, D.R. & Hunt, T.L. 2009. Invasive rodents on islands: integrating historical and contemporary ecology. *Biological Invasions*, 11: 1483-1487.
- Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M. & Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. John Wiley & Sons, Nova Iorque, EUA.
- Drioli, M. & Chiaramonte, G. 2005. *Potamotrygon motoro*. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2014.3. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 02/2015.
- Duah, A.O. & Monney, K.A. 1999. Population density and feeding ecology of the giant African Snail *Achatina achatina*. *African Journal of Ecology*, 37(3): 366-368.
- Dugga, I.C.; Rixon, C.A.M. & Isaac, H.J.M. 2006. Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological Invasion*, 8: 377-382.
- Durço, E.; Vargas, T.; Silva, L. & Carraro, V.M. 2013. Conhecimento popular: impactos e métodos de controle de *Achatina fulica* em Valença – RJ, Brasil. *Biotemas*, 26(1): 189-196
- Eddy, S. & J.C. Underhill. 1974. Northern fishes with special reference to the upper Mississippi Valley. Third Edition. University of Minnesota Press.

- Ehler, L. E. 2000. Critical issues related to nontarget effects in classical biological control of insects. Follett, P.A. & Duan, J.J. (eds). In: Nontarget effects of biological control. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts
- Eiras, J. C.; Malta, J. C. O.; Varella, A. M. B. & Pavanelli, G. C. 2005. *Myxobolus insignis* sp. n. (Myxozoa, Myxosporaea, Myxobolidae), a parasite of the Amazonian teleost fish *Semaprochilodus insignis* (Osteichthyes, Prochilodontidae). Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 100(3): 245-247
- El-Matbouli, M. & Soliman, H. 2011. Transmission of Cyprinid herpesvirus-3 (CyHV-3) from goldfish to naïve common carp by cohabitation. Research in Veterinary Science, 90: 536–539
- Elton, C. S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London, UK.
- Engeman, R.M.; Smith, H.T.; Shwiff, S.A.; Constantin, B.; Woolard, J.; Nelson, M. & Griffin, D. 2003. Prevalence and economic value of feral swine damage to native habitat in three Florida state parks. Environmental Conservation, 30(4):319-324.
- Eston, M.R.; Menezes, G.V.; Antunes, A.Z.; Santos, A.S.R. & Santos, A.M.R. 2006. Espécie invasora em unidade de conservação: *Achatina fulica* (BOWDICH, 1822) no Parque Estadual Carlos Botelho, Sete Barras, SP, Brasil. Revista do Instituto Florestal, 18: 173-179.
- Faivovich, J. 2002. A cladistic analysis of *Scinax* (Anura: Hylidae). Cladistics, 18: 367–393.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1996. Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions). Lysekil, Sweden, Rome, FAO.
- Faraco, F. 2006. Caramujo gigante africano - *Achatina fulica* (Bowdich, 1822). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), v. III. Documento baseado no Plano de Ação para o controle de *Achatina fulica*.
- Faria A. 1953. Notas sobre a biologia da truta “arco-íris” – *Salmo gairdneri irideus* (Gibbons) – importada da Dinamarca e introduzida em rios do Sertão da Bocaina, Município de Bananal, Estado de São Paulo. Rio de Janeiro: MA/DNPA, 1953: 31-36.
- Fenner, D. 2001. Biogeography of three Caribbean coral (Scleractinia) and a rapid range expansion of *Tubastraea coccinea* into the Gulf of Mexico. Bulletin of Marine Science, 69: 1175- 1189
- Fenner, D. & Banks, K. 2004. Orange Cup Coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, Northwestern Gulf of Mexico. Coral Reefs, 23: 505-507.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A. & Coutinho, R. 2004. Cascos de navios e plataformas como vetores na introdução de espécies exóticas. In: Silva, J.S.V & Souza, R.C.C.L. (orgs.) Águas de lastro e bioinvasão. Interciência, Rio de Janeiro p.143-155.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A. & Coutinho, R. 2006. Ship Hulls and Oil Platforms as Potential Vectors to Marine Species Introduction. Journal of Coastal Research, 39: 1341-1346

- Ferreira, C.E.L.; Junqueira, A.O.R.; Villac, M.C. & Lopes, R.M. 2008. Marine Bioinvasions in the Brazilian Coast: Brief Report on History of Events, Vectors, Ecology, Impacts and Management of Non-indigenous Species. Rilov, G. & Crooks, J.A. (eds.). In: Biological Invasions in Marine Ecosystems. Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Finnoff, D.; Shogren, J.F.; Leung, B. & Lodge, D. 2007. Take a risk: Preferring prevention over control of biological invaders. *Ecological Economics*, 62: 216-222
- Fischer, M. L. & E. Colley. 2005. Espécie invasora em reservas naturais: caracterização da população de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca — Achatinidae) na Ilha Rasa, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 5 (1): 127-144.
- Flannery, T. F. 1994. *The Future Eaters*. Chatswood, Reed Books.
- Fletcher, A. R.; Morison, A.K. & Hume, D.J. 1985. Effects of carp (*Cyprinus carpio* L.) on aquatic vegetation and turbidity of waterbodies in the lower Goulburn River Basin. *Australian Journal Marine Freshwater Research*, 36: 311–327.
- Fontanello, D. & Ferreira, C.M. Histórico da Ranicultura Nacional. Disponível em: www.aquicultura.br/historico.htm. Acesso em: 12/04/2013.
- Fontanilla, I.K.C.& Wade, C.M. 2012. First report of *Angiostrongylus cantonensis* in the Giant African Land Snail *Achatina fulica* in French Polynesia detected using the SSU rRNA gene. *Tropical Biomedicine*, 29(4): 642–645
- Fontenele, O. 1982. Contribuição para o conhecimento da biologia do apaiari, *Astronotus ocellatus* (Spix) (Pisces, Cichlidae), em cativeiro. Aparelho de reprodução, hábitos de desova e prolificidade. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 11(4): 467-484.
- Fontoura, P. M.; Dyer, E.; Blackburn, T. M. & Orsi, M. L. 2013. Non-native bird species in Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 8(3):165-175.
- Fraga, R. 2011. Chestnut-capped Blackbird (*Chrysomus ruficapillus*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Fraga, R. 2011b. White-browed Blackbird (*Sturnella superciliaris*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Frederick, J. 1998. Overview of Wild Pig Damage in California. In: *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, 18: 82-86.
- Frith, H.J. 1973. *Wildlife Conservation*. Angus and Roberston, Sydney, Australia
- Fritts, T.H. 2002: Economic costs of electrical system instability and power outages caused by snakes on the Island of Guam. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 49: 93–100.
- Fritts, T.H. & Rodda, G.H. 1998. The role of introduced species in the degradation of islands ecosystems: A Case History of Guam. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 29: 113-140.

- Freyhof, J. & Kottelat, M. 2008. *Cyprinus carpio*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 02/02/2015.
- Froese, R. & Pauly, D. 2014. FishBase. Disponível em: www.fishbase.org. Acessado em 02/2015
- Frost, D. R. 2014. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0. research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html. Acesso em: 15/06/2014. American Museum of Natural History, New York, USA.
- Fukahori, M.S.F. & Zequi, J.A.C. 2014. Vigilância Ambiental em Saúde: Considerações sobre o molusco *Achatina fulica* (Bowdich, 1822) e sua ocorrência na cidade de Londrina - PR. In: Zequi, J.A.C. & Maiola, M.R.A. (orgs) Qualidade de vida em Londrina: um enfoque ambiental. Unifil, Londrina
- Fulton, W. & Hall, K. 2014. Forum proceedings: Carp management in Australia — state of knowledge, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- Gallardo, T.; Aragon, R.; Tormo, J.R.; Blazquez, M.A.; Zafra-Polo, M.C. & Cortes, D. 1998. Acetogenins from *Annona glabra* seeds. *Phytochemistry*, 47: 811–816.
- Gama, T.P. & Sassi, R. 2008. Aspectos do comércio ilegal de pássaros silvestres na cidade de João Pessoa, Paraíba, Brasil. *Gaia Scientia*, 2(2): 01 -20.
- García, E.; Mora, L.; Torres, P.; Jercic, M.I. & Mercado, R. 2005. First record of human trichinosis in Chile associated with consumption of wild boar (*Sus scrofa*). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 100 (1):17-18.
- Gaston, K.J.; Jackson, S.F.; Cantú-Salazar, L. & Cruz-Piñón, G. 2008. The Ecological Performance of Protected Areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 93–113
- Geisser, H. & Reyer, H.U. 2005. The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *Journal of Zoology*, 267:89–96.
- Genovesi, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions*, 7: 127–133
- Genovesi, P. & Carnevali, L. 2011. Invasive alien species on European islands: eradications and priorities for future work. In: Veitch, C.R.; Clout, M.N. & Towns, D.R. (Eds.), *Island Invasives: eradication and management*. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 56-62.
- Gillanders, B.M.; Elsdon, T.S. & Munro, A.R. 2006. Impacts of native fish stocking on fish within the Murray-Darling Basin. University of Adelaide, Australia
- Giménez-Anaya, A.; Herrero, J.; Rosell, C.; Couto, S. & García-Serrano, A. 2008. Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. *Wetlands*, 28(1):197-203.
- Gingerich, J.L. 1994. *Florida's Fabulous Mammals*. Tampa Bay, USA: World Publications
- Giovanelli, J.G.R.; Haddad, C.F.B. & Alexandrino, J. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions* 10:585-590.

- Gippsland Lakes and Catchment Action Group. 1996. Drawing the line on carp. Proposal for the control of carp in the Gippsland Lakes. Bairnsdale, Victoria.
- GISP (The Global Invasive Species Programme). 2007. Invasive alien species and protected areas A scoping report, part I. Disponível em: www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias_protectedareas_scoping_i.pdf. Acesso em 05/06/2013.
- GISP (The Global Invasive Species Programme). 2015. *Tubastraea coccinea*. Disponível em: www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=1096&fr=1&sts=sss&lan.g=EN. Acesso em: 02/2015
- Glen, A.S.; Atkinson, R.; Campbell, K.J.; Hagen, E.; Holmes, N.D.; Keitt, B.S.; Parkes, J.P.; Saunders, A.; Sawyer, J. & Torres, H. 2013. Eradicating multiple invasive species on inhabited islands: the next big step in island restoration? *Biological Invasions*, 15 (12): 2589-2603
- Glynn, P.W.; Colley, S.B.; Eakin, C.M.; Smith, D.B.; Cortés, J.; Gassman, N.J.; Guzmán, H.M.; Del Rosario, J.B. & Feingold, J.S. 1994. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panamá, and Galápagos Islands (Ecuador). II. Poritidae. *Marine Biology*, 118:191–208
- Glynn, P.W.; Colley, S.B.; Maté, J.L.; Cortés, J.; Guzman, H.M.; Bailey, R.L.; Feingold, J.S. & Enochs, I.C. 2008. Reproductive ecology of the azooxanthellate coral *Tubastraea coccinea* in the Equatorial Eastern Pacific: Part V. Dendrophylliidae. *Marine Biology*, 153: 529-544
- Godinho, A.L.; Fonseca, M.T. & Araújo, L.M. 1994. The ecology of predator fish introductions: The case of Rio Doce valley lakes. In: Pinto-Coelho, R.; Giani, A. & von Sperling, E. (eds) *Ecology and Human Impacts on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special Reference to Future Development and Management Strategies*. Segrac, Belo Horizonte, pp 77-83.
- Godoi, A.F.L.; Favoreto, R. & Santiago-Silva, M. 2003. Contaminação Ambiental por compostos organoestênicos. *Química Nova*, 26(5): 708-716
- Góes de Araújo, M.L. 2009. *Potamotrygon falkneri*. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2014.3. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acessado em: 02/2015.
- Gomes, F.B.R.; Barreiros, M.H.M & Santana, T.B.K. 2013. Novos registros da expansão geográfica de *Athene cunicularia* na Amazônia central com especial referência as atividades humanas. *Atualidades Ornitológicas*, 172.
- Gonzaga, L. P. 1996. Family Cariamidae (Seriemas). In: Del Hoyo, J.; Elliot, A. & Sargatal, J. (eds.) *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 3. Hoatzin to Auks. Lynx Editions, Barcelona.
- Graves, H. B. 1984. Behaviour and Ecology of wild and feral swine (*Sus scrofa*). *Journal of Animal Science*, 58 (2): 482-491

- Gregory, S.D.; Henderson, W.; Smee, E. & Cassey, P. 2014. Eradications of vertebrate pests in Australia: A review and guidelines for future best practice. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- Greenwood, K.L. & McKenzie, B.M. 2001. Grazing effects on soil physical properties and consequences for pasture: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41: 1231-1250.
- Grewe, P. 1997. Potential of molecular approaches for the environmentally benign management of carp. Roberts, J. & Tilzey, R. (eds). In: *Controlling Carp: Exploring the Options for Australia*, Albury. CSIRO, Murray–Darling Basin Commission.
- Griffiths, O.; Cook, A. & Wells, S.M. 1993. The diet of introduced carnivorous snail *Euglandina rosea* in Mauritius and its implication for threatened island gastropod faunas. *Journal of Zoology*, 229(1): 79-89
- Grigera, D.E. & Rapoport, E.H. 1983. Status and distribution of the European hare in South America. *Journal of Mammalogy*, 64 (1): 163-166.
- Gurevitch, J. & Padilla, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *TRENDS in Ecology and Evolution*, 19(9): 470-474
- Guziur, J. & Wielgosz, S. 1975. The influence of various numbers of carp stock (*Cyprinus carpio* L.) on the distribution of macrobenthos in Lake Klawoj. *Acta Hydrobiologie*, 17: 53–69.
- Hadfield, M. G., Miller, S. E. & Carwile, A. H. 1993. The decimation of endemic Hawai'ian [sic] tree snails by alien predators. *American Zoologist*, 33: 610-622.
- Hajek, A.E. 2004. *Natural enemies: an introduction to biological control*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hanson, M.A. & Butler, M.G. 1990. Early responses of plankton and turbidity to biomanipulation in a shallow prairie lake. *Hydrobiologia*, 200/201: 317-327.
- Harris, D.B.; Gregory, S.D.; Bull, L.S. & Courchamp, F. 2012. Island prioritization for invasive rodent eradications with an emphasis on reinvasion risk. *Biological Invasions*, 14: 1251-1263
- Hedrick, R.P.; Gilad, O.; Yun, S. & Spangenberg, J.V. 2000. A herpesvirus associated with mass mortality of juvenile and adult koi, a strain of a common carp. *Journal of Aquatic Animal Health*, 12: 44–57
- Herrero, J.; García-Serrano, A.; Couto, S.; Ortuño, V.M.; García-Gonzalez, R. 2006. Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal Wildlife Research*, 52:245-250.
- Hershkovitz, P. 1984. Taxonomy of squirrel monkeys genus *Saimiri* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary report with description of a hitherto unnamed form. *American Journal of Primatology*, 7:155-210
- Hewitt, C.L; Campbell, M.L. & Gollasch, S. 2006. *Alien Species in Aquaculture. Considerations for responsible use*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK

- Heywood, V.H. 1996. Patterns, extents and modes invasions by terrestrial plants. Páginas: 31 – 60 in Drake, J. A., H. A. Mooney, F. Di Castri, R. H. Groves, E. J. Kruger, M. Rejmánek, M., e M. Williamson, editors. Biological invasions. John Wiley & Sons, Nova Iorque, EUA.
- Hickley, P.; Muchiri, S.M.; Britton, J.R. & Boar, R.R. 2004. Discovery of carp, *Cyprinus carpio*, in already stressed fishery of Lake Naivasha, Kenya. *Fisheries Management and Ecology*,. 11:139–142.
- Hodasi, J.K.M. 1979. Life history studies of *Achatina achatina*. *Journal of Molluscan Studies*, 45(3): 328-339.
- Hopper, D.R. & Smith, B.D. 1992. Status of Tree Snails (Gastropoda: Partulidae) on Guam, with a Resurvey of Sites Studied by H. E. Crampton in 1920. *Pacific Science*, 46(1): 77-85
- Horoszewicz, L. 1973. Lethal and “disturbing” temperatures in some fish species from lakes with normal and artificially elevated temperature. *Journal of Fish Biology*, 5:165–181
- Horowitz, C. 1992. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília: avaliação da Metodologia de Planejamento adotada, Execução e Resultados Alcançados no decênio 79/89. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Hostache, G. & Mol, J. H. 1998. Reproductive biology of the neotropical armoured catfish *Hoplosternum littorale* (Siluriformes - Callichthyidae): a synthesis stressing the role of the floating bubble nest. *Aquat. Living. Resour.* 11(3): 173-185
- Howald, G.; Donland, C.J.; Galva'n, J.B.; Russell, J.C.; Parkes, J.; Samaniego, A.; Wang, Y.; Veitch, D.; Genovesi, P.; Pascal, M.; Saunders, A. & Tershy, B. 2007. Invasive rodent eradications on islands. *Conservation Biology*, 21:1258–1268
- Hubble, D.S. 2011. Giant African Land Snail, *Achatina fulica*. Disponível em: www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=3800. Acesso em: 02/2015
- Hume, D.J.; Fletcher, A.R. & Morison, A.K. 1983. Carp Program Final Report. Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Fisheries and Wildlife Division, Ministry for Conservation, Australia, 10, 214p.
- Hung, L.T. & Quy, O.M. 2013. On-farm feeding and feed management in whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) farming in Viet Nam. In: Hasan, M.R. & New, M.B. (Eds) On-farm feeding and feed management in aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- IAP (Instituto Ambiental do Paraná). Medidas de Controle *Achatina fulica*. Disponível em: www.redeprofauna.pr.gov.br/arquivos/File/MedidasdeControleAchatinafulica1%281%29.pdf. Acesso em: 02/2015
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis). O javali asselvajado – norma e medidas de controle. Disponível em: www.ibama.gov.br/phocadownload/fauna_silvestre_2/texto_para_download/javali%20asselvajado.pdf. Acesso em: 02/2015

- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação de Biodiversidade). Relação de UC com Plano de Manejo. Disponível em: www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/planos-de-manejo/lista-plano-de-manejo.html. Acesso em: 12/2013.
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação de Biodiversidade). Planos de Ação Nacional. Disponível em: www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/planos-de-acao-nacional.html. Acesso em: 01/2015
- Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras, I3N Brasil, Florianópolis – SC. Disponível em: i3n.institutohorus.org.br. Acesso em: 12/2013.
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN. 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland, Switzerland.
- Invasive Animals Cooperative Research Centre. 2010. Pig. Canberra, ACT, Australia.. Disponível em: www.feral.org.au/pest-species/pig/. Acesso em 26/01/2015
- Isacch, J.P.; Maceira, N.O.; Bo, M.S; Demaría, M.R. & Peluc, S. 2005. Bird-habitat relationship in semi-arid natural grasslands and exotic pastures in the west pampas of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 62: 267-283
- ISSG (Invasive Species Specialist Group). Global Invasive Species Database – GISD. Disponível em: www.issg.org/database/welcome/. Acesso em Dezembro de 2013
- Ituarte, C.F. 1981. Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense. *Neotrópica*, 27 (77): 79-82.
- Ituarte, C.F. 1994. *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Paraná, Uruguay, and Río de La Plata basins. *The Nautilus*, 107 (4): 129-135.
- Jackson, P. 2014. Destruction and disposal of carp captured during management: challenges and ways forward. Fulton, W. & Hall, K. (eds). In: Forum proceedings: Carp management in Australia — state of knowledge, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- Jaksic, F.M.; Iriarte, J.A.; Jiménez, J.E. & Martínéz, D.R. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions*, 4: 157–173.
- Jansen, A.; Nöckler, K.; Schönberg, A.; Luge, E.; Ehlert, D. & Schneider, T. 2006. Wild boars as possible source of hemorrhagic leptospirosis in Berlin, Germany. *European Journal of Clinical Microbiology & Infectious Diseases*, 25:544-546.
- Jaramillo, A. & Burke, P. 1999. *New World blackbirds*. Princeton: Princeton University Press
- Jeney, Z. & Jeney, G. 1995. Recent achievements in studies on diseases of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquaculture*, 129: 397–400.
- Johnson, A.; Carew, E. & Sloman, K.A. 2007. The effects of copper on the morphological and functional development of zebrafish embryos. *Aquatic Toxicology*, 84: 431-438

- Johnson, K.G.; Duncan, R.W. & Pelton, M.R. 1982. Reproductive Biology Of European Wild Hogs In The Great Smoky Mountains National Park. In: Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Fish And Wildlife Agencies, 36
- Jones, C.G.; Lawton, J.H. & Shachak, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78: 1946–1957
- Jones, H.P.; Tershy, B.R.; Zavaleta, E.S.; Croll, D.A.; Keitt, B.S.; Finkelstein, M.E. & Howald, G.R. 2008. Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds: A Global Review. *Conservation Biology*, Volume 22, No. 1, 16–26
- Kahl, R. 1991. Restoration of canvasback migrational staging habitat in Wisconsin: a research plan with implications for shallow lake management. Technical Bulletin No. 172. Department of Natural Resources, Madison.
- Kannan, K. & Falandysz, J. 1997. Butyltin residues in sediment, fish, fish-eating birds, harbour porpoise and human tissues from the Polish coast of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 34(3): 203- 207
- Kats, L.B. & Ferrer, R.P. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity Distribution* 9:99-110.
- Kennedy, T.A.; Naeem, S.; Howe, K.M.; Knops, J.M.H.; Tilman, D. & Reich, P. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417:636-638.
- Kerr, W.E. 1967. The history of the introduction of African bees to Brazil. *South African Bee Journal*, 39: 3–5.
- Kiesecker, J.M. & Blaustein, A. 1998. Effects of introduced bullfrog and smallmouth bass on microhabitat use, growth, and survival of native red-legged frogs (*Rana aurora*). *Conservation Biology* 12:776-787.
- King, A. 1995. The effects of carp on aquatic ecosystems – a literature review. A report to the Environment Protection Authority NSW, Murray Region.
- King, A.J.; Robertson, A.I. & Healey M.R. 1997. Experimental manipulations of the biomass of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in billabongs. I. Impacts on watercolumn properties. *Marine and Freshwater Research*, 48: 435–443.
- King, D.R. & Hunt, G.S. 1967. Effect of carp on vegetation in a Lake Erie marsh. *Journal of Wildlife Management*, 31:181–188.
- Kitahara, M.S. 2006. Novas ocorrências de corais azooxantelados (Anthozoa, Scleractinia) na plataforma e talude continental do sul do Brasil (25-34°S). *Biotemas*, 19(3):55-63
- Kitahara, M.S.; Capítoli, R.R. & Horn-Filho, N.O. 2009. Distribuição das espécies de corais azooxantelados na plataforma e talude continental superior do sul do Brasil. *Iheringia*, 99(3): 223-236
- Kliks, M.M.; K. Kroenke & J.M. Hardman. 1982. Eosinophilic Radiculomyeloencephalitis: An Angiostrongyliasis Outbreak in American Samoa Related to Ingestion of *Achatina fulica* Snails. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 31 (6): 1114-1122.

- Kliks, M.M. & Palumbo, N.E. 1992. Eosinophilic meningitis beyond the Pacific Basin: the global dispersal of a peridomestic zoonosis caused by *Angiostrongylus cantonensis*, the nematode lungworm of rats. *Social Science and Medicine*, 34: 199-212.
- Knight, J.D.M. 2010. Invasive ornamental fish: a potential threat to aquatic biodiversity in peninsular India. *Journal of Threatened Taxa*, 2(2): 700-704.
- Kobayashi, N. & Okamura, H. 2002. Effects of new antifouling compounds on the development of sea urchin. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 748-751
- Koehn, J.; Brumley, A. & Gehrke, P. 2000. *Managing the Impacts of Carp*. Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- Koh, E.G.L. & Sweatman, H. 2000. Chemical warfare among scleractinians: bioactive natural products from *Tubastraea faulkeri* Wells kill larvae of potential competitors. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 251: 141-160
- König, C.; Weick, F. & Becking, J. 1999. *Owls, a guide to the owls of the world*. Yale University press, New Haven and London
- Kosntatinou, I.K. & Albanis T.A. 2004. Worldwide occurrence and effects of antifouling paint booster biocides in the aquatic environment: a review. *Environment International*, 30: 235-248
- Kotanan, P.M. 1995. Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography*, 18(2):190-199.
- Krauss, N. L. H. 1964. Investigations on biological control of giant African (*Achatina fulica*) and other land snails. *The Nautilus*, 78: 21-27.
- Kristensen, J.B.; Meyer R.L.; Laursen, B.S.; Shipovskov, S.; Besenbacher, F. & Poulsen, C.H. 2008. Antifouling enzymes and the biochemistry of marine settlement. *Biotechnology Advances*, 26: 471-481
- Kroodsma, D. & Brewer, D. 2005. Moustached Wren (*Thryothorus genibarbis*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Kullander, S.O. 2003. Cichlidae (Cichlids). In: *Checklist of the freshwater fishes of South and Central America*. R. E. Reis, S. O. Kullander, C. J. Ferraris-Jr. (Eds). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, pp. 605-654.
- Lacerda, A.C.R. 2002. *Análise de Ocorrência de Canis familiaris no Parque Nacional de Brasília: Influência da Matriz, Monitoramento e Controle*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Lages, B.G.; Fleury, B.G.; Ferreira, C.E.L. & Pereira, R.C. 2005. Chemical defense of an exotic coral as invasion strategy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 328(1): 127-135
- Lages, B.G.; Fleury, B.G.; Hovell, A.M.C.; Rezende, C.M.; Pinto, A.C. & Creed, J.C. 2012. Proximity to competitors changes secondary metabolites of nonindigenous cup corals, *Tubastraea* spp., in the southwest Atlantic. *Marine Biology*, 159: 1551-1559

- Lages, B.G.; Fleury, B.G.; Menegola, C. & Creed, J.C. 2011. Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 438: 85-96
- Lages, B.G.; Fleury, B.G.; Pinto, A. & Creed, J.C. 2010b. Chemical defenses against generalista fish predator and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. *Marine Ecology*, 31: 473-482
- Lages, B.G.; Fleury, B.G.; Rezende, C.M.; Pinto, A.C. & Creed, J.C. 2010a. Chemical composition and release *in situ* due to injury of the invasive coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractina). *Brazilian Journal of Oceanography*, 58: 47-56
- Lamarra, V.A. 1975. Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 19: 2461-2468.
- Lammens, E.H.R.R. & Hoogenboezem, W. 1991. Diets and feeding behaviour. In: Winfield, I.J. & Nelson, J.S. (eds) *Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation*. Chapman and Hall, London.
- Langguth, A. 1975. Ecology and evolution in the South American canids. In: *The wild canids: Their systematics, behavioral ecology and evolution*. Fox, M.W (ed) Van Nostrand Company. pp:192-210.
- Lapidge, K.E. 2003. Proceedings of the national carp control workshop. Technical report, Pest Animal Control CRC, Canberra, Australia
- Lazzarotto, H.; Eberienos, D.; Farias, H.J. & Lima, S.M.Q. 2005. A influência de processos atuais e históricos na riqueza e composição de espécies de peixes em bacias costeiras da Serra do Mar. In: *Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu, MG.
- Lazzarotto, H. & Caramaschi, E.P. 2009. Introdução da Truta no Brasil e na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro: Histórico, Legislação e Perspectivas. *Oecologia Australis*, 13(4): 649-659.
- Leão, T.C.C.; Almeida, W.R.; Dechoum, M.S. & Ziller, S.R. 2011. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE.
- Lees, A. C. & Peres, C. A. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation*, 133: 198–211
- Lever, C. 1985. *The naturalized mammals of the World*. Longman Science & Technology, Inglaterra.
- Levine, J. & D'Antonio, C. M. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos* 87, 15–26.
- Lewis, J. 2002. Hull Fouling as a Vector for the Translocation of Marine Organisms: Phase 3, The significance of the prospective ban on tributyltin antifouling paints on the introduction e translocation of marine pests in Australia. Report N°. 2, April, Dept. of Agriculture, Fisheries and Forestry Canberra, Australia
- Lewis, D. 2014. Small mammals vanish in northern Australia. *Science*, 345 (6201): 1109-1110.

- Li, Y., Z. Ke, Y. Wang, & T. M. Blackburn. 2011. Frog community responses to recent American bullfrog invasions. *Current Zoology* 57(1):83-92.
- Liao, I.C. 2000. The state of finfish diversification in Asian aquaculture. *Cahiers Options Méditerranéennes*, 47: 109-125
- Lima, A.R.M.C.; Mesquita, S.D.; Santos, S.S.; Aquino, E.R.P.D.; Rosa, L.R.S.; Duarte, F.S.; Teixeira, A.O.; Costa, Z.R.S. & Ferreira, M.L.B. 2009. Alicate disease: neuroinfestation by *Angiostrongylus cantonensis* in Recife, Pernambuco, Brazil. *Arquivos de Neuro-Psiquiatria*, 67(4):1093-1096
- Lima, S.M.Q. & Costa, W.J.E.M. 2004. *Trichomycterus giganteus* (Siluriformes: Loricarioidea: Trichomycteridae): a new catfish from the Rio Guandu basin, southeastern Brazil. *Zootaxa*, 761: 1-6.
- Lira, S. M. A.; Farrapeira, C. M. R.; Amaral, F. M. D. & Ramos, C. A. C. 2010. Sessile and sedentary macrofauna from the Pirapama Shipwreck, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica*, 10:155-166
- Loboda, T.S. 2010. Revisão taxonômica e morfológica de *Potamotrygon motoro* (Müller & Henle, 1841) na bacia Amazônica (Chondrichthyes: Myliobatiformes: Potamotrygonidae). Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo
- Loboda, T.S. & Carvalho, M.R. 2013. Systematic revision of the *Potamotrygon motoro* (Müller & Henle, 1841) species complex in the Paraná-Paraguay basin, with description of two new ocellated species (Chondrichthyes: Myliobatiformes: Potamotrygonidae). *Neotropical Ichthyology*, 11(4):693-737
- Lockwood, J. L., M. F. Hoopes, & M. P. Marchetti. 2007. *Invasion Ecology*. Primeira Edição. Blackwell Publishing, Massachusetts, EUA.
- Lombardo, C.A. & Faulkner, K.R., 2000. Eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) from Santa Rosa Island, Channel Islands National Park, California. In: Browne, D.H., Chaney, H., Mitchell, K. (Eds.), *Proceedings of the Fifth California Islands Symposium*, Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara, California, USA.
- Longcore, J.E.; Pessier, A.P. & Nichols, D.K. 1999. *Batrachochytrium dendrobatidis* a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia* 91(2):219-227.
- Louda, S.M.; Pemberton, R.W.; Johnson, M.T. & Follett, P.A. 2003. Nontarget effects – The Achilles' Hell of Biological Control? Retrospective Analyses to Reduce Risk Associated with Biocontrol Introductions. *Annual Review of Entomology*, 48: 365-396.
- Lougheed, V.L.; Crosbie, B. & Chowfraser, P. 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton and submergent macrophytes in a great lakes wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 55: 1189–1197.
- Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The 63 Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).

- Ludwig, G.; Aguiar, L. M. & Rocha, V. J. 2005. Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigrilus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do estado do Paraná. *Neotropical primates*, 13(3):12-18
- Lundholm, J.T. & Simser, W.L. 1999. Regeneration of submerged macrophyte populations in a disturbed Lake Ontario coastal marsh. *Journal of Great Lakes Research*, 25: 395–400.
- Lv, S.; Zhang, Y.; Liu, H.X.; Hu, L.; Yang, K.; Steinmann, P.; Chen, Z.; Wang, L.Y.; Utzinger, J. & Zhou, X.N. 2009. Invasive snails and an emerging infectious disease: results from the first national survey on *Angiostrongylus cantonensis* in China. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 3(2)
- Machado, T.M.M.; Chakir, M. & Lauvergne, J.J. 2000. Genetic distances and taxonomic trees between goats of Ceará State (Brazil) and goats of the Mediterranean region (Europe and Africa). *Genetics and Molecular Biology*, 23(1): 121-125.
- 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* 10:689-710.
- MacKinnon, J.R.; MacKinnon, K.; Child, G. & Thorsell, J.W. 1990. Manejo de áreas protegidas en los trópicos. Gland : IUCN, 314p
- Madella, C.R. & Auricchio, P. 2014. Record of *Achatina fulica* Bowdich (Mollusca, Gastropoda) in the Cerrado-Caatinga ecotone in southern Piauí State, Brazil. *Acta Biológica Paranaense*, 43(1-2): 53-60
- Magalhães, A.L.B.; Andrade, R.F.; Ratton, T.F. & Brito, M.F.G. 2002. Ocorrência da truta arco-íris *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) (Pisces: Salmonidae) no alto rio Aiuruóca e tributários, bacia do rio Grande, Minas Gerais, Brasil.
- Magalhães, A.L.B.; Brito, M.F.G. & Andrade R.F. 2005. Espécies introduzidas. In: A.L.B. Magalhães; M.F.G. Brito; R.F. Andrade (eds.) Uma abordagem didático científica sobre peixes introduzidos no Estado de Minas Gerais.
- Magalhães, A.L.B. & Jacobi, C.M. 2013. Invasion risks posed by ornamental freshwater fish trade to Southern Brazilian rivers. *Neotropical Ichthyology*, 11(2): 433-441.
- Mahood, S.P., Lees, A.C., Peres, C.A., 2012. Amazonian countryside habitats provide limited avian conservation value. *Biodiversity and Conservation*, 21: 385-405
- Maldonado, Jr A.; Simões, R.O.; Oliveira, A.P.M.; Motta, E.M.; Fernandez, M.A.; Pereira, Z.M.; Monteiro, S.S.; Torres, E.J.L. & Thiengo, S.C. 2010. First report of *Angiostrongylus cantonensis* (Nematoda: Metastrongylidae) in *Achatina fulica* (Mollusca: Gastropoda) from Southeast and South Brazil. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, 105: 938-941.
- Mallet-Rodrigues, F.; Alves, V. S.; Noronha, M. L. M.; Serpa, G. A.; Soares, A. B. A.; Couto, G. S.; Maciel, E.; Madeira, S. & Draghi, J. 2008. Aves da Baixada de Jacarepaguá, Município do Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16(3): 221-231

- Manchester, S.J. & Bullock, J.M. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*, 37: 845-864
- Mangelli, T.S. & Creed, J.C. 2012. Análise comparativa da abundância do coral invasor *Tubastraea* spp. (Cnidaria, Anthozoa) em substratos naturais e artificiais na Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia*, 102(2):122-130
- Manica, L. T.; Telles, M. & Dias, M. M. 2010. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. *Braz. J. Biol.*, 70 (2): 243-254
- Mansur, M.C.D.; Richinitti, L.M.Z. & dos Santos, C.P. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), molusco bivalve invasor, na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 7(2): 147-150.
- Mantelatto, M.C. & Creed, J.C. 2014. Non-indigenous sun corals invade mussel beds in Brazil. *Marine Biodiversity*
- Maria, L. 2007. Diversidade genética de *Hoplias malabaricus* (Block, 1794) (Ostariophysi, Characiformes, Erythrinidae) no Rio Grande do Sul (Brasil). Tese de Doutorado, PUCRS
- Marinha do Brasil/Diretoria de Portos e Costas. 2007. Normas da Autoridade Marítima para o Controle de Sistemas Antiincrustantes Danosos em Embarcações. Disponível em: www.dpc.mar.mil.br/sites/default/files/normam23.pdf. Acesso em 02/2015
- Marinha do Brasil/Diretoria de Portos e Costas. 2014. Revisão da Norma da Autoridade Marítima para o Gerenciamento de Água de Lastro de Navios. Disponível em: www.dpc.mar.mil.br/sites/default/files/normam20.pdf. Acesso em 02/2015
- Marques, D.K.S. & Resende, E.K. 2005. Distribuição do Tucunaré *Cichla cf. monoculus* (Osteichthyes, Cichlidae) no Pantanal. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento – EMBRAPA*, 60: 1-28.
- Martín-Hernando, M. P.; González, L.M.; Ruiz- Fons, F.; Garate, T. & Gortazar, C. 2008. Massive presence of *Echinococcus granulosus* (Cestoda, Taeniidae) cysts in a wild boar (*Sus scrofa*) from Spain. *Parasitology Research*, 103:705-707.
- Martins, C.R.; Leite, L.L. & Haridasan, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a restauração de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore*, 28(5): 739-747.
- Martins, T.L. & Vargas, V.M.F. 2013. Riscos à biota aquática pelo uso de tintas anti-incrustantes nos cascos de embarcações. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 8(1): 01-11
- Massa, C.; Doyle, M. & Fortunato, R.C. 2014. On how Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) spread to the Americas: meteorological tools to assess probable colonization trajectories. *International Journal of Biometeorology*, 58(9): 1879-1891.
- McColl, K.; Sunarto, A.; Slater, J.; Hoad, J.; Williams, L.; Moody, N.; Heine, H. & Crane, M. 2014. Koi herpesvirus: its potential as a biological control agent for carp in Australia. *Fulton, W. & Hall, K. (eds). In: Forum proceedings:*

- Carp management in Australia — state of knowledge, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- McComas, S. 1993. Lake smarts: The first lake maintenance handbook. Terrene Institute.
- McManus, C.; Paiva, S.; Louvandini, H.; Melo, C. & Seixas, L. 2010. Jumentos no Brasil. INCT: Informação Genético-Sanitária da Pecuária Brasileira, Série Técnica: Genética.
- Mead, A. R. 1956. Predators need defending. *The Nautilus*, 70: 65-69.
- Mead, A. R. 1961. The giant African snail: a problem in economic malacology. Chicago, University of Chicago Press.
- Medeiros, R. 2006. Evolução das Tipologias e Categorias de Áreas Protegidas no Brasil. *Revista Ambiente e Sociedade*, 9 (1): 41-64.
- Meijer, M.L.; de Haan, M.W.; Breukelaar, A.W. & Buiteveld, H. 1990. Is reduction of the benthivorous fish an importante cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia*, 200/201: 303–315.
- Mendes, S. L. 1995. Importância dos remanescentes de Mata Atlântica no estado do Espírito Santo para a conservação de primatas. *Cadernos de Pesquisa da Universidade Federal do Espírito Santo*, 4: 1–14.
- Mendes-Sobrinho, A.T. 1969. O barramento dos rios e a fauna ictiológica. Consórcio Nacional de Engenheiros Consultores, São Paulo.
- Messing, R.H. & Wright, M.G. 2006. Biological control of invasive species: solution or pollution? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(3):132-140.
- Merino, L.M. & Carpinetti, B.N. 2003. Feral pig *Sus scrofa* Population estimates in Bahía Samborombón conservation area, Buenos Aires Province, Argentina. *Mastozoologia Neotropical*, 10(2): 269-275.
- Merino, L.M.; Crpinetti, B.N. & Abba, A.M. 2009. Invasive Mammals in the National Parks System of Argentina. *Natural Areas Journal*, 29(1):42-49.
- Merrill, L. D. & Visscher, P. K. 1995. Africanized honey bees: A new challenge for fire managers. *Fire Management Notes* 55(4): 25–30.
- Meyer de Schauensee, R. 1982. A guide to the birds of South America. Philadelphia, Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 470 pp.
- Meyer, W.M.; Hayes, K.A. & Meyer, A.L. 2008. Giant African snail, *Achatina fulica*, as a snail predator. *American Malacological Bulletin*, 24(1):117-119
- Micol, T. & Jouventin, P. 1995. Restoration of Amsterdam Island, South Indian Ocean, following control of feral cattle. *Biological Conservation*, 72: 199-206.
- Millar, R.H. 1958. Some ascidians from Brazil. *Annals and Magazine of Natural History*, 13(1): 497-514.

- Millett, J.E.; Hill, M.J.; Parr, S.J.; Nevill, J.; Merton, D.V. & Shah, N.J. 2001. Eradication of alien mammalian predators in the Seychelles in 2000. In: Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Assessment and management of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Montreal, Canada
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2006. Espécies Exóticas Invasoras: Situação Brasileira. Coradin, L (org.). MMA/SBF, Brasília
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2009. Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil. Lopes, R.M.; Coradin, L.; Pombo, V.B. & Cunha D.R. (eds.). MMA/SBF, Série Biodiversidade 33, Brasília
- Minchin, D. & Sheehan, J. 1999. The significance of ballast water in the introduction of exotic marine organisms to Cork Harbor Ireland. ICES Cooperative Research Report 224:12-24
- Miranda, R.J. & Maia-Nogueira, R. 2012. Coral sol, uma espécie invasora na Baía de Todos os Santos. Disponível em: www.ipolitecnicobahia.com.br/uploads/publicacoes/11082012_092913-CORAL%20SOL.pdf. Acesso em 02/2015.
- Molina, W.F.; Gurgel, H.C.B.; Vieira, L.J.S. & Canan, B. 1996. Ação de um predador exógeno sobre um ecossistema aquático equilibrado. I. Extinções locais e medidas de conservação genética. Revista UNIMAR, 18:335-345.
- Monteiro, F.L.C. 2009. Impactos ambientais causados pelos búfalos asselvajados nos campos inundáveis da Estação Ecológica de Maracá-Jipióca (Costa Atlântica do Amapá).
- Moodie, E. 1995. The potential for biological control of feral cats in Australia. Report to ANCA, Canberra, Australia.
- Moore, B.A. 2005. Alien Invasive Species: Impacts on Forests and Forestry. A Review Forest Resources Development Service Working Paper FBS/8E, FAO Rome, Italy.
- Morais-Junior, M. M. 2010. Os Saguis (*Callithrix* spp., ERXLEBEN, 1777) Exóticos invasores na bacia do rio São João, Rio de Janeiro: Biologia Populacional e Padrão de distribuição em uma paisagem fragmentada. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense.
- Morales-Silva, E. & Del Lama, S.N. 2014. Colonization of Brazil by the cattle egret (*Bubulcus ibis*) revealed by mitochondrial DNA. *NeoBiota*, 21: 49-63.
- Morante-Filho, J.C.; Posso, S.R.; Cunha, N.L. & Bueno, F.A. 2014. Tyrant flycatchers community in a mosaic of habitats of Cerrado, Brazil. *North-Western Journal of Zoology*, 10(2): 425-434
- Moreira, P.L.; Ribeiro, F.V. & Creed, J.C. 2014. Control of invasive marine invertebrates: an experimental evaluation of the use of low salinity for managing pest corals (*Tubastraea* spp.). *Biofouling*, 30(5): 639-650
- Muniappan, R.; Duhamel, G.; Santiago, R.M. & Acay, D.R. 1986. Giant African snail control in Bugsuk island, Philippines, by *Platydemus manokwari*. *Oleagineux*, 41: 183-188.
- Muniappan, R. 1987. Biological control of giant African Snail, *Achatina fulica* Bowdich, in Maldives. *FAO Plant Protection Bulletin*, 35(4): 127-133.

- Murray, J. Murray, E., Johnson, M. S. & Clarke, B. 1988. The extinction of *Partula* on Moorea. *Pacific Science*, 42: 150-153
- Murray, M.D. & Snowdon, W.A. 1976. The role of wild animals in the spread of exotic diseases in Australia. *Australian Veterinary Journal*, 52,547-554.
- Myers, J.H.; Simberloff, D.; Kuris, A.M. & Carey, J.R. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Tree*, 15(8): 316-320
- Nair, M.R.G.K.; Das, N.M. & Jacob, A. 1968. Use of metaldehyde as duts and sprays to control the giant African snail *Achatina fulica* Bowdich. *Indian Journal of Entomology*, 30(2): 58- 60.
- Nascimento, E.P. 1984. Aspectos quantitativos da biologia do desenvolvimento de *Phalloceros caudimaculatus* e *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). Dissertação (Mestrado), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo
- Natoli, E.; Maragliano, L.; Cariola, G.; Faini, A.; Bonanni, R.; Cafazzo, S. & Fantini, C. 2006. Management of feral domestic cats in the urban environment of Rome (Italy). *Preventive Veterinary Medicine*, 77: 180 - 185.
- Nentwing, W. 2007. *Biological Invasions*. Primeira Edição. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Nova Iorque, EUA.
- Nogales, M.; Martín, A.; Tershy, B.R.; Donlan, C.; Veitch, D.; Puerta, N.; Wood, B. & Alonso, J. 2004. A review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology*, 18(2), 310-319.
- Nogueira-Filho, S.L.G.; Nogueira, S.S.C. & Fragoso, J.M.V. 2009. Ecological impacts of feral pigs in the Hawaiian Islands. *Biodiversity and Conservation*, 18:3677-3683
- Nogueira-Neto, P. 1972. Notas sobre a história da apicultura brasileira. In: Camargo, J. M. F. (Org.). *Manual de Apicultura*. Agronômica Ceres.
- Nomura, H. 1984. *Dicionário dos Peixes do Brasil*. Editerra, Brasília, 482p.
- Norris, A.; Hutchison, M. & Chilcott, K. 2014. The role of fishing competitions in carp management. Fulton, W. & Hall, K. (eds). In: *Forum proceedings: Carp management in Australia — state of knowledge*, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- Nowak, R.M. 1991. *Walker's Mammals of the World*, Fifth Edition. Baltimore, USA: The John Hopkins University Press Masterson
- Numazawa, K.; Koyano, S.; Takeda, N. & Takayanagi, H. 1988. Distribution and Abundance of the Giant African Snail, *Achatina fulica* Ferussac (Pulmonata: Achatinidae), in two islands, Chichijima and Hahajima, of the Ogasawara (Bonin) Islands. *Japanese Journal of Applied Entomology & Zoology*, 32: 176-181.
- Ogden, J. & Gilbert, J. 2008. Prospects for the eradication of rats from a large inhabited island: community based ecosystem studies on Great Barrier Island, New Zealand. *Biological Invasions*, 11(7): 1705-1717

- Ohbayashi, T.; Okochi, I.; Sato, H. & Ono, T. 2010. Food habit of *Platydemus manokwari* De Beauchamp, 1962 (Tricladida: Terricola: Rhynchodemidae), known as a predatory flatworm of land snails in the Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Restoring the Oceanic Island Ecosystem*, 35-40
- Okamura, H. 2002. Photodegradation of the antifouling compounds Irgarol 1051 and Diuron released from a commercial antifouling paint. *Chemosphere*, 48: 43-50
- Oliveira, A.E.S. & Pereira, D.G. 2010. Erradicação de espécies exóticas invasoras: múltiplas visões da realidade brasileira. *Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 21: 173-181.
- Oliveira, M. D. & Pereira, R. A. C. 2004. Medida de Controle da Dispersão da Espécie Exótica “Mexilhão Dourado” (*Limnoperna fortunei*) no Pantanal Sul. *Circular Técnica*, 51. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – Embrapa Pantanal, Corumbá, MS.
- Oliver, W. & Leus, K. 2008. *Sus scrofa*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 20/01/2015.
- Oren, D. 1984. Resultados de uma nova expedição zoológica a Fernando de Noronha. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Zoologia* 1: 19-44.
- OMI (Organização Marítima Internacional). 2001. *International Convention on the Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships*. International Maritime Organization, Londres, Reino Unido
- Orsi, M. O. & Agostinho, A. A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16 (2): 557–560.
- Ott, M.E.; Heisler, N. & Ultsch, G.R. 1980. A re-evaluation of the relationship between temperature and the critical oxygen tension in freshwater fishes. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 67: 337–340.
- Pádua, M.T.J. 2002. Unidades de conservação: muito mais do que atos de criação e planos de manejo. In: *Unidades de Conservação: Atualidades e Tendências*. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: 7 -13.
- PAL – Pest Advisory Leaflet. 1999. Giant African snai. Plant Protection Service Secretariat of the Pacific Community, 6
- Panigrahi, A. & Raut, S.K. 1993. On the safe use pesticides in controlling the terrestrial mollusc pest. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 88 (2): 293-298
- Panigrahi, A. & Raut, S.K. 1994. *Thevetia peruviana* (Family; Apocynaceae) in the control of slug and snail pests. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 89 (2): 247-250.
- Parkes, J.P. 2005. Feral cattle. In C.M. King (Ed.): *Handbook of New Zealand Mammals, Second Edition*, Oxford University Press, Melbourne.

- Parkes, J.P.; Ramsey, D.S.L.; Macdonald, N.; Walker, K.; McKnight, S.; Cohen, B.S. & Morrison, S.A. 2010. Rapid eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) from Santa Cruz Island, California. *Biological Conservation*, 143 (3): 634-641
- Partridge, L. & Harvey, P.H. 1988. The ecological context of life-history evolution. *Science*, 241: 1449–1455.
- Passamani, M. & Rylands, A. B. 2000. Home Range of the Geoffroy's Marmoset Group, *Callithrix geoffroyi* (Primates, Callithichidae) in South-Eastern Brasil.
- Pastorino, G.; Darrigran, G.; Martin, S. & Lunaschi, L. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor em aguas del río de La Plata. *Neotropica*, 39 (101/102): 34.
- Paula, A.F. & Creed, J.C. 2004. Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Sclerectinia) in Brazil: a case of accidental introduction. *Bulletin of Marine Science*, 74(1):175–183.
- Paula, A.F. & Creed, J.C. 2005. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(4): 661–673.
- Paula, A.F.; Pires, D.O. & Creed, J.C. 2014. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(3): 481-492
- Pawson, P.A. & Chase, R. 1984. The life-cycle and reproductive activity of *Achatina fulica* (Bowdich) in laboratory culture. *Journal of Molluscan Studies*, 50(2): 85-91
- Pearl, C.A.; Adams, M.J.; Bury, R.B. & McCreary, B. 2004. Asymmetrical effects of introduced Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on native ranid frogs in Oregon. *Copeia*: 11-20.
- Peck, S.B.; Heraty, J.; Landry, B. & Sinclair, B.J. 1998. Introduced insect fauna of an oceanic archipelago: the Galápagos Islands, Ecuador. *Am. Entomol.* 44: 218-236.
- Pelicice, F.M.; Vitule, J.R.S.; Junior, D.P.L.; Orsi, M.L. & Agostinho, A.A. 2013. A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. *Conservation Letters*, 7(1): 55-60
- Pereira, A.P.M.S.; Rocha, G.M.; Martinho, L.T. & Norte, N.N.B.O. 2005. Meio ambiente e saúde – Estudo de caso: Caramujo africano em Manaus/AM. Brasília, DF: I Simpósio Brasileiro sobre Espécies Exóticas Invasoras
- Péres Jr, A. K. 2003. Sistemática e Conservação de Lagartos do Gênero *Tupinambis* (Squamata, Teiidae). Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Periquito, M.C.; G.A. Pereira & M.T. Brito. 2008. Aves no manguezal do Espaço Ciência, Olinda, Pernambuco. *Atualidades Ornitológicas*, 145(1): 36-38.
- Peterson, G.D. 1957. Studies on control of the giant African snail on Guam. *Hilgardia*, 26(16): 643-658.
- Peters, J.A. & Donoso-Barros, R. 1986. Catalogue of the Neotropical Squamata. Part 11. Lizards and amphisbaenians. *Bulletin of the United States National Museum*, 297.
- Petr, T. 2000. Interactions Between Fish and Aquatic Macrophytes in Inland Waters. A Review. *FAO Fisheries Technical Paper No. 396*. Rome: FAO, 185 pp

- Philips, R.B.; Wiedenfeld, D.A. & Snell, H.L. 2012. Current status of alien vertebrates in the Galápagos Islands: invasion history, distribution, and potential impacts. *Biological Invasions*, 14: 461-480
- Piacentini, V. Q.; Straube, F. C.; Campbell-Thompson, E. R. & Rocha, H. J. F. 2004. Novo registro da noivinha-branca, *Xolmis velatus* (Tyrannidae), em Santa Catarina, Brasil, ao sul de sua distribuição. *Ararajuba* 12(1):1-2
- Pimentel, D.; R. Zuniga, & D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52:273-288
- Pimentel, D. 2011. *Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*. Segunda Edição. Taylor & Francis Group, Massachusetts, EUA.
- Pineda, M.C. 2012. A global wanderer: Biology, phylogeography and resilience of the introduced ascidian *Styela plicata*. Tese de Doutorado, Universitat de Barcelona.
- Pinna, W.; Nieddu, G.; Moniello, G. & Cappai, M.G. 2007. Vegetable and animal food sorts found in the gastric content of Sardinian Wild Boar (*Sus scrofa meridionalis*). *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 91:252-255.
- Pino-del-Carpio, A.; Miranda, R. & Puig, J. 2010. Non-Native freshwater fish management in Biosphere Reserves. *Management of Biological Invasions*, 1: 13-33.
- Pivello, V.R. 2011. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. Disponível em: www.ecologia.info/cerrado.htm. Acesso em: 04/2013.
- Pluess, T.; Cannon, R.; Jarosik, V.; Pergl, J.; Pysek, P. & Bacher, S. 2012. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions*, 12: 1365-1378
- Pompeu, P.S. & Godinho, H.P. 2003. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: Godinho, H.P. & Godinho, A.L. (eds) *Águas, Peixes e Pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. PUC Minas, Belo Horizonte, pp 167-181.
- Poorter, M. & Ziller, S.R. 2004. Biological contamination in protected areas: the need to act and turn the tide of invasive aliens species. IV Congresso de Unidades de Conservação Anais: 118-128.
- Prasad, G.S.; Singh, D.R.; Senani, S. & Medhi, R.P. 2004. Eco-friendly way to keep away pestiferous Giant African snail, *Achatina fulica* Bowdich from nursery beds. *Current Science*, 87(12): 1657-1659
- Printes, R.C.; Liesenfeld, M.V.A. & Jerusalinsky, L. 2001. *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940: a new southern limit for the species and for neotropical primates. *Neotropical Primates*, 9 (3): 118-121
- Pysek, P. & Richardson, D.M. 2010. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35: 25-55
- Quadros, J. 2001. Identificação de *Lepus europaeus* e *Sylvilagus brasiliensis* (Leporidae, Lagomorpha) através da microscopia óptica de seus pêlos-guarda. Porto Alegre: Resumos do I Congresso Brasileiro de Mastozoologia. p. 112.

- Quintas-Filho, S. S.; Batista, R. C.; Carpi, T. F.; Sousa, R. A.; Costa, M. S. G.; Paiva, F. J. F. & De-Carvalho, C. B. 2011. Aves, Tyrannidae, *Fluvicola nengeta* (Linnaeus, 1766): New record for Distrito Federal and distribution extension. Check List, 7(3): 310-312
- Quintela, F.M.; Santos, M.B.; Oliveira, S.V.; Costa, R.C. & Christoff, A.U. 2010. Javalis e porcos ferais (Suidae, *Sus scrofa*) na Restinga de Rio Grande, RS, Brasil: ecossistemas de ocorrência e dados preliminares sobre impactos ambientais. Neotropical Biology and Conservation, 5(3): 172-178
- Rahman, M.S. & Raut, S.K. 2010. Factors inducing aestivation of the giant African land snail *Achatina fulica* Bowdich (Gastropoda: Achatinidae). Proceedings of the Zoological Society, 63(1): 45-52
- Raposo, M. A.; Parrini, R. & Napoli, M. 1998. Taxonomia, morfometria e bioacústica do grupo específico *Hylophylus poicilotis/H. amaurocephalus* (Aves, Vireonidae). Ararajuba, 2:87-109
- Raut, S.K. & Barker, G.M. 2002 *Achatina fulica* Bowdich and Other Achatinidae as Pests in Tropical Agriculture. Barker, G.M. (ed.). In: Molluscs as Crop Pests, CAB International.
- Raut, S.G. & Ghose, K.C. 1984. Pestiferous land snails of India. Zoological Survey of India, Calcuta: Bani Press.
- Reaser, J.K.; Meyerson, L.A.; Cronk, Q.; Poorter, M.; Eldrege, L.G.; Green, E.; Kairo, M.; Latasi, P.; Mack, R.N.; Mouremootoo, 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
- Reichard, S. H. & Hamilton, C.W. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. Conservation Biology 11:193–203.
- Reis, R.E. 2003. Family Callichthyidae. In R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris Jr. (ed.). Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs, pp.291-309
- Reyes-Bonilla, H; Pérez-Vivar, T.L. & Ketchum, J.T. 1997. Nuevos registros del coral ahermatípico *Tubastraea coccinea* Lessen, 1829 (Scleractinia: Dendrophyllidae) en el Pacífico de México. Rev Invest Científica UABCS, 8:31–34.
- Richardson, D.M.; Pysek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G.; Panetta, F.D. & West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions 6:93–107.
- Richardson, D.M. & Rejmánek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. Diversity and Distributions, 17:788–809
- Richardson, W.B.; Wickham, S.A. & Threkeld, S.T. 1990. Food web response to the experimental manipulation of a benthivore (*Cyprinus carpio*), zooplanktivore (*Menidia beryllina*) and benthic insects. Archiv fur Hydrobiologie, 119: 143–165.
- Ridgely, R.S. & Tudor, G. 1994. The birds of South America. Volume 1. Oxford Univ. Press, Oxford, UK

- Roberts, J.; Chick, L.O. & Thompson P. 1995. Effects of carp, *Cyprinus carpio* L., an exotic benthivorous fish, on aquatic plants and water quality in experimental ponds. *Marine and Freshwater Research*, 46: 1171–1180.
- Robertson, A.I.; Healey, M.R. & King, A.J. 1997. Experimental manipulations of the biomass of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in billabongs. II. Impacts on benthic and processes. *Marine and Freshwater Research*, 48: 445–454.
- Robertson, A.I.; King, A.J.; Healey, M.R.; Robertson, D.J. & Helliwell, S. 1995. The impact of carp on billabongs. A report prepared for the Environment Protection Agency, New South Wales, Riverina Region.
- Robinson, G. 1985. Influence of the 1982–83 El Niño on Galápagos marine life. In: Robinson, G. & del Pino, E.M. (eds) *El Niño en las Islas Galápagos: el evento de 1982–1983*. Publication of the Charles Darwin Foundation for the Galápagos Islands, Quito
- Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G. & Mazzoni, R. 2011. Invasive vertebrates in Brazil. In: Pimentel, D. (ed), *Biological Invasions – Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*. CRC Press, Florida.
- Rodrigues, A.S.L.; Andelman, S.J.; Bakarr, M.I.; Boitani, L.; Brooks, T.M.; Cowling, R.M.; Fishpool, L.D.C.; Fonseca, G.A.B.; Gaston, K.J.; Hoffmann, M.; Long, J.S.; Marquet, P.A.; Pilgrim, J.D.; Pressey, R.L.; Schipper, J.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; Underhill, L.G.; Waller, R.W.; Watts, M.E.J. & Yan, X. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428: 640-643.
- Rodrigues, P.A.A. 2007. *Cunicultura: Um estudo sobre a aplicação da Contabilidade de Custos voltada aos pequenos empresários*. Pontifícia Universidade Católica de São Paulo.
- Roll, U.; Dayan, T.; Simberloff, D. & Goren, M. 2007. Characteristics of the introduced fish fauna of Israel. *Biological Invasions*, 9:813–824
- Rossi, L.G.; Martinez-Palacios, C.A.; & Morales, E.J. 2008. Developing native fish species for aquaculture: the interacting demands of biodiversity, sustainable aquaculture and livelihoods. *Aquaculture Research*, 39: 675–683.
- Ruiz-Miranda, C.R., Affonso, A.G., Martins, A. & Beck, B.B. 2000. Distribuição do sagüi (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do mico leão dourado no Estado de Rio de Janeiro. *Neotropical Primates*, 8: 98-101.
- Rylands, A. B., Coimbra-Filho, A. F. & Mittermeier, R. A. 1993. Systematics, geographic distribution, and some notes on the conservation status of the Callitrichidae. In: Rylands, A. B. (ed.), *Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Rylands, A.B. & Brandon, K. 2005. Brazilian protected areas. *Conservation Biology*, 19 (3): 612-618.
- Sakai, A.K.; Allendorf, F.W.; Holt, J.S.; Lodge, D.M.; Molofsky, J.; With, K.A.; Syndallas, B.; Cabin, R.J.; Cohen, J.E.; Ellstrand, N.C.; McCauley, D.E.; O’Neil, P.; Parker, I.M.; Thompson, J.N. & Weller, S.G. 2001. The Population biology of Invasive Species. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 32:305-332.

- Sammarco, P.W.; Atchison, A. D. & Boland, G. S. 2004. Expansion of coral communities within the Northern Gulf of Mexico via offshore oil and gas platforms. *Marine Ecology Progress Series*, 280:129-143.
- Sammarco, P.W. 2013. Corals on oil and gas platforms near the Flower Garden Banks: population characteristics, recruitment, and genetic affinity. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA.
- Sampaio, W. M. S.; Belei, F.; Giongo, P. & Silva, W. L. 2012. Ichthyofauna, Uberabinha River (Upper Paranaíba Rivver Basin), Triangle Mineiro region, Uberlandia, Minas Gerais, Brazil
- Sampaio, A.B.; Horowitz, C.; Fraga, L.P.; Maximiano, M.R.; Vieira, D.L.M. & Silva, I.S. 2013. African Invasive Grasses Expansion in Brasília National Park – a 10 years interval. pp. 113. In: Program: 12th Reunion on Ecology And Management of Alien Plant Invasions, EMAPi, 22-26 September, 2013, Pirenópolis, Goiás, Brazil.
- Sampaio, A.B. & Schmidt, I.B. 2013. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 32-49
- Sanger, A.C. & Koehn, J.D. 1996. Use of chemicals for carp control. Roberts, J. & Tilzey, R. (eds). In: Controlling Carp: exploring the options for Australia. Proceedings of a workshop 22-24 October 1996, Albury. CSIRO and Murray-Darling Basin Commission
- Santos, G.B.; Maia-Barbosa, P.M.; Vieira, F. & Lopez, C.M. 1994. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: Effects of the introduction of exotic predatory fish. In: Pinto-Coelho, R.; Giani, A. & von Sperling, E. (eds) Ecology and Human Impacts on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special Reference to Future Development and Management Strategies. Segrac, Belo Horizonte, pp 115-132.
- Santos, J.G.S. & Lamonica, M.N. 2008. Água de lastro e bioinvasão: introdução de espécies exóticas associada ao processo de mundialização. *Vértices*, 10 (1/3): 141-152.
- Santos, J.T. 2011. História natural de *Rhinella jimi* (Anura, Bufonidae): Uma espécie invasora em Fernando de Noronha. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas.
- Santos, L.A.H.; Ribeiro, F.V. & Creed, J.C. 2013. Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 449: 69-76
- Santos, M.C.F & Coelho, P.A. 2002. Espécies Exóticas de camarões peneídeos (*Penaeus monodon* Fabricius, 1798 e *Litopenaeus vannamei* Boone, 1931) nos ambientes estuarino e marinho do nordeste do Brasil. *Boletim Técnico e Científico do CEPENE*, 10(1): 209-222
- Santos, M.P.D. 2008. Bird community distribution in a Cerrado-Caatinga transition area, Piauí, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16(4): 323-338.

- Saphier, A.D. & Hoffmann, T.C. 2005. Forecasting models to quantify three anthropogenic stresses on coral reefs from marine recreation: Anchor damage, diver contact and copper emission from antifouling paint. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 590-598
- Sartorius, S.S.; Vitt, L.J. & Colli, G.R. 1999. Use of natural and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation*, 90: 91-101
- Savini, D.; Occhipinti-Ambrogi, A.; Marchini, A.; Tricarico, E.; Gherardi, F. Olenin, S. & Gollasch, S. 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(2): 1- 7
- Schenini, P.C.; Costa, A.M. & Casarin, V.W. 2004. Unidades de Conservação: Aspectos Históricos e sua Evolução. IN: COBRAC - CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITÁRIO-UFSC. Florianópolis, Brasil.
- Schneider, S.S., DeGrandi-Hoffman, G. & Smith, D.R. 2004. The African Honey Bee: Factors Contributing to a Successful Biological Invasion. *Annual Review of Entomology* 49: 351-376.
- Schulz-Neto, A. 2004. Aves insulares do arquipélago de Fernando de Noronha. In: Branco, J.O. (org) *Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação*. Editora UNIVALI, Itajaí, Santa Catarina, pp.147-168
- Schuyler, P.T.; Garcelon, D.; & Escover, S. 2002. Eradication of feral pigs (*Sus scrofa*) on Santa Catalina Island, California, USA. In: Veitch, C.R., Clout, M.N. (Eds.), *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*, IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 274–286.
- Schwartz, P. 1975. Solved and unsolved problems in the *Sporophila lineola* / *bouvronides* complex (Aves: Emberizidae). *Annals of Carnegie Museum*, 45: 277-285
- Schwartz, A. & Henderson, R.W. 1991. *Amphibians and reptiles of the West Indies: descriptions, distributions, and natural history*. University of Florida Press, Gainesville.
- Semmens, B. X.; Buhle, E. R.; Salomon, A. K. & Pattengill-Semmens, C. V. 2004. A hotspot of non-native marine fishes: evidence for the aquarium trade as an invasion pathway. *Marine Ecology Progress Series*, 266: 239-244.
- Serafini, T. Z.; França, G. B. & Andriquetto-Filho, J. M. 2010. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 10(3): 281-301.
- Sharp, T. & Saunders, G. 2004. *Model Code of Practice for the Humane Control of Feral Pigs*. Vertebrate Pest Research Unit
- Shine, C.; Williams, N. & Gündling, L. 2000. *A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species*. IUCN, Gland
- Sibley, C.G. & Monroe, B.L. 1990. *Distribution and Taxonomy of Birds of the World*. New Haven & London: Yale University Press.

- Sick, H. 1997. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 912p.
- Sicuro, F.L. & Oliveira, L.F.B. 2002. Coexistence of peccaries and feral hogs in the Brazilian pantanal wetland: An ecomorphological view. *Journal of Mammalogy*, 83(1): 207-217.
- Silva, A.G.; Limas, R.P.; Gomes, A.N.; Fleury, B.G. & Creed, J.C. 2011. Expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* into the Tamoios Ecological Station Marine Protected Area, Brazil. *Aquatic Invasions*, 6(1): 105-110
- Silva, A.G.; Paula, A.F.; Fleury, B.G. & Creed, J.C. 2014. Eleven years of range expansion of two invasive corals (*Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*) through the southwest Atlantic (Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 141: 9-16
- Silva, E.C. & Omena, E.P. 2014. Population dynamics and reproductive biology of *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca, Gastropoda) in Salvador – Bahia. *Biota Neotropica* 14(3): 1–11
- Silva, F. 1984. Mamíferos Silvestres: Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Fundação Zoobotânica. 243p.
- Silva, J.M.C. 1995. Seasonal distribution of the Lined Seedeater *Sporophila lineola*. *Bulletin of British Ornithologists' Club*, 115: 14-21.
- Silva, J.P.C.B. & Carvalho, M.R. 2011. A taxonomic and morphological redescription of *Potamotrygon falkneri* Castex & Maciel, 1963 (Chondrichthyes: Myliobatiformes: Potamotrygonidae). *Neotropical Ichthyology*, 9(1): 209-232
- Silva, P. & Kurukulasuriya, M. 2010. Invasive alien fauna in Sri Lanka – Introduction, spread, impacts and management. In: Marambe, B.; Silva, P.; Wijesundara, S. & Atapattu, N. (eds.) *Invasive Alien Species in Sri Lanka – Strengthening Capacity to Control Their Introduction and Spread*. Biodiversity Secretariat of the Ministry of Environment, Sri Lanka.
- Silva Júnior, J. S. 2001. Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae). Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil
- Silveira, E. 2006. Invasão silenciosa: Plantas e animais exóticos trazem mais problemas que soluções. *Revista Problemas Brasileiros*, 375: 1-3.
- Silveira, A. B.; Corrêa, F. S.; Ribeiro, F. B.; Vilela, G. J. & Santori, R. T. 2008. As aves do Campus da Faculdade de Formação de Professores da UERJ (São Gonçalo, RJ) e sua percepção pela comunidade. *Voices em diálogo*, 2: 1-15
- Silveira, L.F. 2009. As aves: uma revisão histórica do conhecimento ornitológico em uma Reserva de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. In *Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba: a antiga Estação Biológica do Alto da Serra* (orgs. Lopes, M.I.M.S.; Kirizawa, M.; Melo, M.M.R.F.). Instituto de Botânica, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo
- Simberloff, D. & Stiling, P. 1996. How risky is biological control? *Ecology*, 77(7): 1965-1974.

- Simberloff, D. 2001a. Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. *Trends in Ecology and Evolution* 16(6): 273-274.
- Simberloff, D. 2001b. Why not eradication? – Don't aim too low in invasive control? In: Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Assessment and management of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Montreal, Canada
- Simberloff, D. 2003. Eradication—preventing invasions at the outset. *Weed Science*, 51(2): 247-253
- Simberloff, D.; Relva, M.A. & Nunêz, M. 2003. Introduced Species and Management of a *Nothofagus/Austrocedrus* Forest. *Environmental Management*, 31(2):263-275.
- Simião, M.S. & Fischer, M.L. 2004. Estimativa e inferências do método de controle do molusco exótico *Achatina fulica* BOWDICH 1822 (STILOMMATOPHORA; ACHATINIDAE) em Pontal do Paraná, Litoral do Estado do Paraná. *Cadernos da Biodiversidade*, 4(2): 74-83
- Simon, J.E.; Ribon, G.T. Mattos & C.R.M. Abreu. 1999. A avifauna do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. *Revista Árvore*, 23(1): 33-48.
- Singer, F.J.; Swank, W.T. & Clebsch, E.E.C. 1984. Effects of Wild Pig Rooting In A Deciduous Forest. *Journal of Wildlife Management*, 48: 464-473.
- Singh, S.N. & Roy, C.S. 1979. Growth, reproductive behaviour and biology of the Giant African snail, *Achatina fulica* Bowdich (Pulmonata: Achatinidae) in Bihar. *Bulletin of Entomology*, 20: 40-47
- Smith, B.B. & Walker, K.F. 2004. Spawning dynamics of common carp in the River Murray, South Australia, shown by macroscopic and histological staging of gonads. *Journal of Fish Biology*, 64: 336-354
- Smith, J.W. & Fowler, G. 2003. Pathway Risk Assessment for Achatinidae with emphasis on the Giant African Land Snail *Achatina fulica* (Bowdich) and *Limicolaria aurora* (Jay) from the Caribbean and Brazil, with comments on related taxa *Achatina achatina* (Linne), and *Archachatina marginata* (Swainson) intercepted by PPQ. Raleigh, NC: USDA-APHIS, Center for Plant Health Science and Technology (Internal Report).
- Smith, W.S.; Espíndola, E.L.G. & Rocha, O. 2005. As espécies de peixes introduzidas no rio Tietê. In: Rocha, O.; Espíndola, E.L.G.; Fenerich-Verani, N.; Verani, J.R. & Rietzler, A.C. (eds) *Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo*. Universidade Federal de São Carlos Publisher, São Carlos.
- Sosinski, L.T.W. 2004. Introdução da Truta Arco-Íris (*Oncorhynchus mykiss*) e suas conseqüências para a comunidade aquática dos rios de altitude do sul do Brasil. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biociências, UFRGS, Porto Alegre, Brasil.
- Spear, D.; Foxcroft, L.C.; Bezuidenhout, H. & McGeoch, M.A. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, 159: 137-147
- Sponchiado, J.; Melo, G.L. & Cáceres, N.C. 2011. First Record of the invasive alien species *Axis axis* (Erxleben, 1777) (Artiodactyla: Cervidae) in Brasil. *Biota Neotropica*, 11(3): 403-406

- Srivastava, P.D. 1992. Problems of Land Snail Pests in Agriculture: A Study of the Giant African Snail Concept. New Delhi, India.
- Stevenson, M. F. & Rylands, A. B. 1988. The marmosets, genus *Callithrix*. In: Mittermeier, R. A.; Rylands, A. B.; Coimbra-Filho, A. F.; Fonseca, G. A. B. (eds.) Ecology and Behavior of Neotropical Primates – Volume 2. Littera Maciel Ltda. World Wildlife Fund. Washington, EUA.
- Stohlgren, T. J. e C. Jarnevich. 2009. Risk assessment of invasive species. Páginas: 19 - 35 in Clout, M. N. e P. A. Williams, editors. Invasive Species Management: A Handbook of Principles and Techniques. Oxford University Press, Nova Iorque, EUA.
- Stone, R. 1999. Keeping paradise safe for the natives. *Science*, 285: 1837
- Stotz, D. F.; Fitzpatrick, J. W.; Parker III, T. A. & Moskovits, D. K. 1996. Neotropical Birds: Ecology and Conservation. Chicago, The University of Chicago Press
- Stuart I.; Williams A.; McKenzie J. & Holt T. 2006. Managing a migratory pest species: a selective trap for common carp. *North American Journal of Fisheries Management* 26, 888–893.
- Su, N.Y. 2013. How to become a successful invader. *Florida Entomologist*, 96(3): 765-769.
- Sutherland, W.J. 2000. The Conservation Handbook: Research, Management and Policy. Blackwell Science, Oxford, Reino Unido.
- Sugiura, S. 2010. Prey preference and gregarious attacks by the invasive flatworm *Platydemus manokwari*. *Biological Invasions*, 12: 1499-1507
- Takeda, N. & Hiroshi, T. 1988. Distribution and abundance of the Giant African Snail *Achatina fulica* (Fèrrusac) (Pulmonata: Achatnidae), in two islands, Chichijima e Hahajima, of the Ogasawara Islands. *Japanese Journal of Applied Entomology and Zoology*, 32(4): 176-178.
- Takeuchi, K.; Koyano, S. & Numazawa, K. 1991. Occurrence of the Giant African Snail in Ogasawara Islands, Japan. *Micronesica*, 3:109-116.
- Tavares, M. & Mendonça, J.B. 1996. *Charybdis hellerii* (A. Milne Edwards, 1867) (Brachyura: Portunidae), eight nonindigenous marine decapod recorded from Brazil. *Crustacean Research* 25: 151-157.
- Taylor, R. H. 1990. Feral cattle. In King, C. M. (ed.) *The Handbook of New Zealand Mammals*, Oxford University Press, New Zealand: 373-379
- Telfair, R.C. II. 1983. The cattle egret: a Texas focus and world view. The Texas Agricultural Experimentation Station, Texas A&M University, College Station, Texas, 144p.
- Teles, H.M.S., Vaz, J.F., Fontes, L.R. & Domingos, M. 1997. Registro de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca, Gastropoda) no Brazil: caramujo hospedeiro intermediário da angiostrongilíase. *Revista de Saúde Pública* 31, 310–312.

- Teles, H. M. S. & Fontes, L. R. 2002. Implicações da distribuição e dispersão de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 no Brasil. Boletim do Instituto Adolfo Luta, 12(1):3-5.
- Thakur, S. 1998. Studies on food preference and biology of giant African snail, *Achatina fulica* in Bihar. Journal of Ecobiology, 10: 103-109.
- Therrien, J. & Bourgeois, G. 2000. Fish passage at small hydro sites. Report by Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre. Ottawa, Canada.
- Thiengo, S.C.; Fernandez, M.A.; Torres, E.J.L.; Coelho, P.M. & Lanfredi, R.M. 2008. First record of a nematode Metastrongyloidea (*Aelurostrongylus abstrusus* larvae) in *Achatina* (Lissachatina) *fulica* (Mollusca, Achatinidae) in Brazil. Journal of Invertebrate Pathology, 98:34-39.
- Thresher, R.; Kamp, J.V.; Campbell, G.; Canninh, M.; Grewe, P.; Barney, M.; Dunham, R. & Fulton, W. 2014. Daughterless technology - a recipe for eradicating carp in Australia. Fulton, W. & Hall, K. (eds). In: Forum proceedings: Carp management in Australia - state of knowledge, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- Thwaites, L.A.; Smith, B.B.; Decelis, M.; Fler, D. & Conallin, A. 2010. A novel push trap element to manage carp (*Cyprinus carpio* L.): a laboratory trial. Marine and Freshwater Research, 61: 42–48
- Tidon, R.; Leite, D.F. & Leão, B.F.D. 2003. Impact of the colonisation of *Zaprionus* (Diptera, Drosophilidae) in different ecosystems of the Neotropical Region: 2 years after the invasion. Biological Conservation, 112: 299–305
- Tierney, T.A. & Cushman, J.H. 2006. Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. Biological Invasions, 8: 1073-1089.
- Tobin, P.C.; Kean, J.M.; Sickling, D.M.; McCullough, D.G.; Herms, D.A. & Stringer, L.D. 2014. Determinants of successful arthropod eradication programs. Biological Invasions, 16: 401-414
- Toledo, L. F. & Ribeiro, R. S. 2009. The Archipelago of Fernando de Noronha: Na Intriguing Malformed Toad Hotspot on South America. EcoHealth 6, 351–357.
- Tomiyama, K. 1993. Growth and maturation pattern in the African giant snail, *Achatina fulica* (Férussac) (Stylommatophora: Achatinidae). Venus, 52: 87-100.
- Tomiyama, K. & Miyashita, K. 1992. Variation of egg clutches in the Giant African snail, *Achatina fulica* (Férussac) (Stylomatophpra; Achatinidae). Venus, 51(4): 293- 301.
- Torloni C.E.C.; Santos, J.J.; Carvalho, A.A. Jr. & Corrêa, A.R.A. 1993. A pescada-do-Piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo – CESP. CESP, São Paulo, 23pp. [Série Pesquisa e Desenvolvimento, 84].
- Towns, D.R. 2009. Rodents. In: Gillespie, R.G. & Clague, D.A. (eds) Encyclopedia of islands. University of California Press, Berkeley

- Trcka, I.; Lamka, J.; Suchy, R.; Kopečna, M.; Beran, V.; Moravkova, M.; Horvathova, A.; Barthos, M.; Parmova, I. & Pavlík, I. 2006. Mycobacterial infections in European wild boar (*Sus scrofa*) in the Czech Republic during the years 2002 to 2005. *Veterinarni Medicina*, 51(5):320-332
- Turner, A. 2004. Brown-chested Martin (*Progne tapera*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- USACE (United States Army Corps of Engineers). 2014. *The GLMRIS Report: The Great Lakes and Mississippi River Interbasin Study*. United States
- Usher, M.B. 1988. Biological invasions of nature reserves: a search for generalisations. *Biological Conservation*, 44: 119-135.
- Valério, L. A. J. 1999. Ocorrência e alimentação da linhagem javali (*Sus scrofa*, Mammalia, Artiodactyla) em estado silvestre no sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 56p.
- Valéry, L.; Fritz, H.; Lefeuvre, J. & Simberloff, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10: 1345-1351
- Vanzolini, P. E. 1986. Levantamento herpetológico da área do Estado de Rondônia sob a influência da rodovia Br-364. *Polonoreste/Ecologia Animal. Relatório de Pesquisa nº 1*, Brasília, CNPq, 50p.
- Vaurie, C. 1980. Taxonomy and geographical distribution of the Furnariidae (Aves: Passariformes). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 166 (1), 1-357
- Veitch, C.R. & Bell, B.D. 1990. Eradication of introduced animals from the islands of New Zealand. In: Towns, D.R., Daugherty, C.H., Atkinson, I.A.E. (Eds.), *Ecological Restoration of New Zealand Islands*. Department of Conservation, Wellington, New Zealand, pp. 137–146.
- Veitenheimer-Mendes, I.L. 1981. *Corbicula manilensis* (Philippi, 1844) molusco asiático, na bacia do Jacuí e do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Corbiculidae). *Iheningia*, 60: 63-74.
- Venette, R.C. & Larson, M. 2004. Mini risk assessment giant African snail, *Achatina fulica* (Bowdich) [Gastropoda: Achatinidae], Department of Entomology, University of Minnesota.
- Verdade, L. M. 2001. The São Francisco River “Codfish”: the northernmost wild populations of the Broadnouted caiman (*Caiman latirostris*). *Crocodile Specialist Group Newsletter* 20: 80–82.
- Verdade, L.M. & Piña, C.I. 2006. *Caiman latirostris*. *Catalog of the American Society of Amphibians and Reptiles*, 833:1-21.
- Vermeij, M.J.A. 2005. A novel growth strategy allows *Tubastrea coccinea* to escape small-scale adverse conditions and start over again. *Coral Reefs*, 24(3): 442.
- Vermeij, M.J.A. 2006. Early life-history dynamics of Caribbean coral species on artificial substratum: the importance of competition, growth and variation in life-history strategy. *Coral Reefs*, 25:59-71.

- Verrill, D.D. & Berry, C.R. 1995. Effectiveness of an Electrical Barrier and Lake Drawdown for Reducing Common Carp and Bigmouth Buffalo Abundances. *North American Journal of Fisheries Management*, 15: 137-141
- Vilanova, R.; SILVA JÚNIOR, J.S.; GRELLE, C.E.V.; MARROIG, G. & CERQUEIRA, R. 2005. Limites climáticos e vegetacionais das distribuições de *Cebus nigrinus* e *Cebus robustus* (Cebinae, Platyrrhini). *Neotropical Primates*, 13 (1): 14-19.
- Vinci, G.K.; Unnithan, V.K. & Sugunan, V.V. 1988. Farming of the Giant African Snail, *Achatina fulica*. *Central Inland Capture Fisheries Research Institute*, 56(1):1-24.
- Vitule, J.R.S.; Umbria, S.C. & Aranha, J.M.R. 2006. Introduction of the African Catfish *Clarias gariepinus* (BURCHELL, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasions*, 8: 677-681
- Vitule, J.R.S. 2009. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, 4(2):111-122.
- Vivo, M. 1991. Taxonomia de *Callithrix Erxleben, 1777* (Callitrichidae Primates). Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas
- Vizotto, L. D. 1984. Ranicultura. *Ciência Cultura* 36:42-5.
- Voulvoulis, N.; Scrimshaw, M.D. & Lester J.N. 2000. Occurrence of four biocides utilized in antifouling paints, as alternatives to organotin compounds, in waters and sediments of a commercial estuary in the UK. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 938-946
- Wager, R. & Jackson, P. 1993. The Action Plan for Australian Freshwater Fishes. Australian Nature Conservation Agency, Canberra.
- Walther, B. 2004. Common Tody-flycatcher (*Todirostrum cinereum*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona
- Welcomme, R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposia*, 194: 3–14
- Welcomme, R. L. & Vidthayanon, C. 2013. The impacts of introductions and stocking of exotic species in the Mekong Basin and policies for their control. *Mekong River Commission Technical Paper*, 9
- West, D.; Grainger, N.; Fairweather, A. & Chadderton, W.L. 2014. Freshwater toxins: The New Zealand experience. Fulton, W. & Hall, K. (eds). In: *Forum proceedings: Carp management in Australia — state of knowledge*, Melbourne. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, Australia.
- West, P.; Brown, A. & Hall, K. 2007. Review of Alien Fish Monitoring Techniques, Indicators and Protocols: Implications for National Monitoring of Australia's Inland River Systems. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.

- Westbrooks, R. 1998. Invasive plants: changing the landscape of America: fact book. Washington, DC: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Seeds.
- Wetmore, A. 1963. An early record of the cattle egret in Colombia. *General Notes*, Auk 80: 547.
- Wetterer, J.K. 2012. Worldwide spread of the African bigheaded ant, *Pheidole megacephala* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 17: 51-62.
- Whittington, R.J. & Chong, R. 2007. Global trade in ornamental fish from an Australian perspective: The case for revised import risk analysis and management strategies. *Preventive Veterinary Medicine*, 81: 92-116.
- Wiese, H. 1984. Nova Apicultura: In: Os produtos da abelha. Porto Alegre: Editora Agropecuária. 5ª edição.
- Willis, E.O. 1992. Zoogeographical origins of eastern Brazilian birds. *Ornitologia Neotropical*, 3: 1-15
- Wilson, G. G. 2005. Impact of invasive exotic fishes on wetland ecosystems in the Murray-Darling Basin. *Native fish and wetlands in the Murray-Darling Basin – Canberra Workshop*, 45-60.
- Winkel, E.H. & Meulemans, J.T. 1985. Effects of fish upon submerged vegetation. *Hydrobiological Bulletin*, 18: 157–158.
- Witmer, G.W.; Burke, P.W.; Pitt, W.C. & Avery, M.L. 2007. Management of Invasive Vertebrates in the United States: an overview. *Managing Vertebrate Invasive Species*. Paper 56, Estados Unidos.
- Wittenberg, R. & M. J. W. Cock. 2001. Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices. CAB International, Wallingford, Reino Unido.
- Wodzicki, K. A. 1950. Introduced mammals of New Zealand. Department of Scientific and Industrial Research Bulletin 98. Department of Scientific and Industrial Research, Wellington.
- Wolf, T.L. & Conover, M.R. 2003. Feral pigs and the environment: an annotated bibliography. Starkville, Mississippi State University, 55 p.
- Wolfenbarger, D.O. 1971. Dispersion of the Giant African Snail, *Achatina fulica*. *Quarterly Journal of the Florida Academy Sciences*, 34(1):48-52.
- Wong, P.P.; Marine, E.; Lana, P.; Fortes, M.; Moro, D.; Agard, J. & Vicente, L. 2005. Island Systems. In: Hassan, R.; Scholes, R. & Ash, N. (eds) *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. Island Press, Washington, EUA.
- Woodall, P. F. 1983. Distribution and population dynamics of dingoes (*Canis familiaris*) and feral pigs (*Sus scrofa*) in Queensland, 1945-1976. *Journal of Applied Ecology*, 85-95.
- Wydoski, R.S. & Wiley, R.W. 1999. Management of undesirable fish species. In Kohler, C.C. & Hubert, W.A. (eds). *Fisheries management in North America*. Second Edition. American Fisheries Society, Bethesda.
- Zalba, S.M. & Cozzani, N.C. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation*, 7: 35–44

- Zambrano, L.; Valiente, E. & Zanden, M. J. V. 2010. Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biological Invasions*, 12:3061-3069.
- Zanol, J.; Fernandez, M.A.; Oliveira, A.P.M. & Thiengo, S.C. 2010. O caramujo exótico invasor *Achatina fulica* (Stylommatophora, Mollusca) no Estado do Rio de Janeiro (Brasil): situação atual. *Biota Neotropica*, 10(3):
- Zaret, T.M. & Paine, R.T. 1973. Species introduction in a tropical lake. *Science* 182:445-449. Ziller, S. R. 2000. A estepe gramíneo-lenhosa no Segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- 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: 401-407
- Zenni, R.D. & Ziller, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 34(3): 431-446
- Ziller, S.R. 2005. Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. Páginas: 34 – 52 *in* Campos, J. B., M. G. P. Tossulino, e C. R. C. Müller, editors. *Unidades de Conservação: Ações para valorização da biodiversidade*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, Paraná.
- Ziller, S.R. & Dechoum, M.S. 2013. Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 4-31
- Ziller, S.R.; Reaser, J.K; Neville, L.E. & Brandt, K. 2005. Gêneros Invasivos Extra Terrestres na América do Sul: relatórios nacionais & directoria de recursos. Programa Global de Gêneros Invasivos, Cidade do Cabo, África do Sul

Anexos

Anexo 1. Questionário submetido, via Google Drive®, aos gestores das UC em que já haviam sido identificados registros prévios de EEI da fauna. Outro questionário foi submetido aos gestores de UC sem registro prévio de EEI da fauna, apenas com a alteração do parágrafo em que há ** por: “Porém, em algumas UC, não há relato identificado de espécie exótica da fauna pelas formas citadas acima. Este é o caso desta UC, sob sua gestão. Em vista disto, este questionário visa suprir algumas lacunas de conhecimento existentes nas fontes consultadas. Por isto peço cerca de 20 minutos do seu tempo para contribuir com este trabalho, a partir do seu conhecimento e prática na gestão desta UC, para suprir algumas possíveis omissões pela busca realizada. Caso haja outro(s) servidor(es) da equipe mais envolvido(s) com a questão e que possa responder o questionário, peço que repasse este questionário, por favor.”).

Prezados Gestores,

As espécies exóticas invasoras são ameaça concreta à conservação nas UCs brasileiras. Os impactos causados pelas invasões biológicas são a segunda maior causa de perda de biodiversidade do mundo, indicando a necessidade de intervenções humanas para seu controle.

A preocupação com estes impactos me incentivou a desenvolver um projeto de mestrado: “Espécies Exóticas Invasoras da Fauna em Unidades de Conservação Federais no Brasil: Sistematização do Conhecimento e Implicações para o manejo”, sob autorização Sisbio nº 43147, cujo objetivo é diagnosticar a situação atual de Espécies Exóticas Invasoras (EEI) da fauna em UC federais, visando identificar e propor ações de prevenção e controle.

Assim, pretendo identificar a ocorrência de EEI da fauna e as ações de prevenção e controle já realizadas em UC e seus principais resultados.

Após a finalização do projeto, além de disponibilizar as informações sistematizadas na dissertação, apresentações de congresso, artigo científico e no próprio relatório de atividades do Sisbio, pretendo também disponibilizar as informações de diferentes formas para gestores de UC para que este trabalho possa contribuir com a gestão das UCs, e subsidiar o planejamento e execução de ações de manejo e estudos direcionados ao controle destas espécies.

Para identificar as Espécies Exóticas Invasoras ocorrentes em UC federais, fiz uma busca bibliográfica nos Planos de Manejo e em relatórios do RAPPAM, disponíveis no site do ICMBio, e na lista de espécies exóticas identificadas pelo CECAT (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Caatinga), disponível na intranet (<http://www.icmbio.gov.br/intranet/dibio/especies-invasoras.html>), que contou com a admirável colaboração de muitos gestores.

A partir desse levantamento, identifiquei a ocorrência de espécies exóticas invasoras em algumas UC. Este é o caso desta UC, sob sua gestão. Por isto, peço cerca de 20 minutos do seu tempo para contribuir com este trabalho, a partir do seu conhecimento e prática na gestão desta UC, para suprir algumas possíveis omissões pela busca realizada, e identificar ações de manejo e esforços desempenhados pela equipe gestora da UC. Caso haja outro(s) servidor(es) da equipe mais envolvido(s) com a questão e que possa responder o questionário, peço que repasse este questionário, por favor.**

Este questionário estará disponível para preenchimento até o dia 30/08/2014

* Required

1 - Unidade de Conservação *

2 - Responsável(is) pelo preenchimento do formulário e contato(s) (opcional)

3 - Existe algum documento (além do Plano de Manejo) que contenha todas as informações solicitadas neste questionário?

Caso exista, e prefira encaminhar este documento via e-mail (tainah.cornea@gmail.com), não há necessidade preencher o restante deste formulário

- Sim
 Não

4 - Caso prefira repassar tais informações por telefone, por favor, me indique telefone de contato, dia e horário preferenciais, e nome do(a) servidor(a), para que eu possa contatá-lo(a). Ainda, caso prefira o skype, por favor adicione: tainahg

5 - Já foi identificada a ocorrência de espécie(s) exótica(s) da fauna nesta UC. Contudo, para registrar a possível ocorrência de outras espécies, solicito que indique a(s) espécie(s) exótica(s) existentes nesta UC (Abaixo, são listadas as principais espécies exóticas da fauna, no Brasil):

ESPÉCIE EXÓTICA: Espécie ou táxon inferior e híbrido interespecífico introduzido fora de sua área de distribuição natural, passada ou presente, incluindo indivíduos em qualquer fase de desenvolvimento ou parte destes que possa levar à reprodução. **ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA:** espécie exótica cuja introdução, reintrodução ou dispersão representa risco ou impacta negativamente a sociedade, a economia ou o ambiente (ecossistemas, habitats, espécies ou populações). (Conceitos definidos pela Resolução CONABIO nº 5 de 21/10/2009 - dispõe sobre a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras)

- 1 - Canis familiaris - cães ferais
- 2 - Felis catus - gatos ferais
- 3 - Mus musculus - camundongo
- 4 - Rattus rattus - rato-preto
- 5 - Rattus norvegicus - ratazana
- 6 - Lepus europaeus - lebre-européia
- 7 - Bradybaena similaris - caracol-asiático
- 8 - Callithrix penicillata - sagui-de-tufos-pretos ou mico-estrela
- 9 - Callithrix jacchus - sagui-de-tufos-brancos
- 10 - Saimiri sciureus - macaco-de-cheiro
- 11 - Sus scrofa - javali
- 12 - Capra hircus - cabra-feral
- 13 - Passer domesticus - pardal
- 14 - Bubalus bubalis - búfalo-asiático
- 15 - Bubulcus ibis - garça-vaqueira
- 16 - Estrilda astrild - bico-de-lacre-comum
- 17 - Lithobates catesbeianus - rã-touro
- 18 - Trachemys scripta elegans - tartaruga-tigre-d'água-de-orelha-vermelha
- 19 - Columba livia - pombo
- 20 - Ctenopharyngodon idella - carpa-comum ou carpa-capim
- 21 - Aristichthys nobilis - carpa-cabeça-grande

24/02/2015

Questionário a Gestores - Ocorrência de Espécies Exóticas Invasoras da Fauna em Unidades de Conservação Federais

- 22 - Hypophthalmichthys molitrix - carpa-prateada
- 23 - Oreochromis niloticus - tilápia-do-nilo
- 24 - Tilapia rendalli - tilápia
- 25 - Oncorhynchus mykiss - truta-arco-íris
- 26 - Clarias gariepinus - bagre-africano
- 27 - Ictalurus punctatus - bagre
- 28 - Micropterus salmoides - bagre-black-bass
- 29 - Cyprinus carpio - carpa
- 30 - Cichla monoculus - tucunaré-comum
- 31 - Cichla temensis - tucunaré-açu ou tucunaré-paca
- 32 - Apis mellifera - abelha-européia
- 33 - Pheidole megacephala - formiga-de-cabeça-grande
- 34 - Limnoperna fortunei - mexilhão-dourado
- 35 - Achatina fulica - caramujo-gigante-africano
- 36 - Macrobrachium rosenbergii - camarão-da-malásia
- 37 - Poecilia reticulata - guppy
- 38 - Corbicula fluminea - amêijoia-asiática
- 39 - Isognomon bicolor - bivalve
- 40 - Tubastraea coccinea - coral-sol
- 41 - Tubastraea tagusensis - coral-sol
- 42 - Agabiformius lentus - tatuzinho-de-jardim
- 43 - Oryctolagus cuniculus - coelho-europeu
- Other:

6 - Esta(s) espécie(s) causa(m) algum impacto na UC? Quais?

O impacto pode ser ambiental, econômico, sanitário e/ou social. Favor relacionar os impactos descritos ao(s) número(s) da(s) espécie(s) da questão anterior.

7 - Alguma(s) ação(ões) de manejo de foi(ram) feita(s) para tentar prevenir novas introduções/controlar/erradicar esta(s) espécie(s)?

Caso contrário, vá para questão 12

- Não
- Abate
- Armadilha seguida de abate
- Coleta manual ou Pesca
- Captura ou Pesca elétrica
- Cercas
- Translocações

24/02/2015

Questionário a Gestores - Ocorrência de Espécies Exóticas Invasoras da Fauna em Unidades de Conservação Federais

- Contraceptivos/Castração
- Envenenamento
- Uso de Produtos Químicos
- Introdução de Predador
- Introdução de Doenças
- Introdução de Competidor
- Other:

8 - Esta(s) ação(ões) foi(ram) bem sucedida(s)?

- Sim
- Parcialmente
- Não

9 - Caso a ação NÃO tenha sido bem sucedida, ou tenha tido sucesso PARCIAL indique possíveis razões

- Métodos pouco efetivos
- Rápido aumento populacional da espécie pós ação de controle
- Continuidade de introduções
- Ações executadas em estágio avançado de invasão
- Oposição da comunidade residente ou do entorno
- Oposição de grupos da sociedade civil organizada
- Falta de cooperação entre municípios/estados/países
- Falta de apoio e parceria institucionais
- Base legislativa inadequada
- Altos custos financeiros para a execução das ações de controle
- Falta de recursos humanos
- Falta de estrutura e logística
- Other:

10 - Caso a ação tenha sido bem sucedida, indique possíveis razões

- Métodos efetivos
- Redução populacional da espécie pós ação de controle
- Impedimento efetivo de novas introduções
- Ações executadas no início da invasão
- Apoio da comunidade residente ou do entorno
- Apoio de grupos da sociedade civil organizada
- Cooperação entre municípios/estados/países
- Apoio e parceria institucionais
- Base legislativa adequada
- Baixos custos financeiros para a execução das ações de controle
- Financiamento para execução das ações de controle
- Recursos humanos adequados

24/02/2015

Questionário a Gestores - Ocorrência de Espécies Exóticas Invasoras da Fauna em Unidades de Conservação Federais

 Estrutura e logística adequadas Other:

11 - Caso julgue necessário, descreva brevemente a efetividade destas ações, incluindo informações sobre facilidades ou dificuldades referentes a atores envolvidos, logísticas/institucionais, relacionadas às características ecológicas de espécie, relacionadas ao interesse e uso da espécie, etc...

12 - A equipe gestora da UC tem sugestões ou recomendações de manejo de controle da(s) espécie(s)?

13 - A equipe gestora da UC tem sugestões de publicações resultantes de pesquisas realizadas na UC sobre esta(s) espécie(s)?

Em caso positivo, por favor, envie via e-mail (tainah.correa@gmail.com) ou informe aqui o email de contato.

Never submit passwords through Google Forms.

100%: You made it.

Powered by

This content is neither created nor endorsed by Google.

[Report Abuse](#) - [Terms of Service](#) - [Additional Terms](#)

Anexo 2. Nome dos gestores das Unidades de Conservação (UC) que responderam aos questionários, as Unidades da Federação (UF) onde a UC está localizada, e a indicação de quais UC o gestor informou não haver registro de ocorrência de espécie exótica invasora da fauna (EEI)

UC	UF	Gestor responsável pelo preenchimento do questionário	Sem Registro de EEI
APA Bacia do Rio Descoberto	Distrito Federal	Júlio Falcomer	
APA Carste de Lagoa Santa	Minas Gerais	Antônio Luiz Rubim Iglesias Rodriguez, Messias Pedro de Melo Júnior e Sandro Luciano Brandão de Caux	
APA Chapada do Araripe	Ceará, Pernambuco e Piauí	Paulo Fernando Maier Souza	
APA da Barra do Rio Mamanguape	Paraíba	Franciléia Souza	
APA de Cairuçu	Rio de Janeiro	Sílvia Peixoto Amorim	
APA de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo	Pernambuco	Carina Tostes Abreu	
APA de Guapimirim	Rio de Janeiro	Andressa Pieroni Santana	
APA de Guaraqueçaba	Paraná	Kelly Ferreira Cottens	
APA Delta do Parnaíba	Piauí, Maranhão e Ceará	Silmara Erthal	
APA do Ibirapuitã	Rio Grande do Sul	Eridiane Lopes da Silva	
APA do Igarapé Gelado	Pará	Manoel Delvo Bizerra dos Santos	
APA do Planalto Central	Distrito Federal	Verusca Maria Pessoa Cavalcante	
APA Mananciais do Rio Paraíba do Sul	São Paulo	Leticia Domingues Brandão	
ARIE Mata de Santa Genebra	São Paulo	José Maria Brito Moreira de Azevedo e Cynira Any Jovilhana da Silva Gabriel	
ARIE Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais	Amazonas	Enir Salazar da Costa	X
ESEC da Guanabara	Rio de Janeiro	Klinton Vieira Senra	
ESEC de Aracuri-Esmeralda	Rio Grande do Sul	Agenor Antinonio Gedoz	
ESEC de Carijós	Santa Catarina	Silvio de Souza Junior	
ESEC de Cuniã	Rondônia	Mitzi oliveira da Silva	X
ESEC de Pirapitinga	Minas Gerais	Tiago Martins Rezende	
ESEC de Taiamã	Mato Grosso	Daniel Luis Zanella Kantek	
ESEC de Tamoios	Rio de Janeiro	Adriana Nascimento Gomes	
ESEC do Jari	Amapá e Pará	Pablo Davi Kirchheim	X
ESEC do Seridó	Rio Grande do Norte	George Stephenson Batista	
ESEC do Taim	Rio Grande do Sul	Ana Carolina Cotta de Mello Canary	
ESEC dos Tupiniquins	São Paulo	Luiz Fernando Netto	
ESEC Juami-japurá	Amazonas	Elder de Araújo Pena	
ESEC Maracá	Roraima	Luciana Pacca	X
ESEC Mico-Leão-Preto	São Paulo	Paulo Roberto Machado	
ESEC Raso da Catarina	Bahia	José Tiago Almeida dos Santos	
ESEC Serra das Araras	Mato Grosso	Marcelo Leandro Feitosa de Andrade	
ESEC Serra Geral do Tocantins	Tocantins e Bahia	Carolina Barradas	X
ESEC Tupinambás	São Paulo	Alexandre Costa e Edilson Esteves	
FLONA Contendas do Sincorá	Bahia	Geraldo Machado Pereira	
FLONA de Açú	Rio Grande do Norte	Antônio Mauro Guimarães dos Anjos	
FLONA de Brasília	Distrito Federal	Robson Rodrigues da Silva	

UC	UF	Gestor responsável pelo preenchimento do questionário	Sem Registro de EEI
FLONA de Canela	Rio Grande do Sul	Não informou o nome	
FLONA de Capão Bonito	São Paulo	Marli Ramos	
FLONA de Carajás	Pará	Frederico Drumond Martins	
FLONA de Goytacazes	Espírito Santo	Leony Wand del Rey de Oliveira	
FLONA de Ibirama	Santa Catarina	Flavio Zanchetti	
FLONA de Ipanema	São Paulo	Alexandre Cordeiro	
FLONA de Iquiri	Amazonas	Antonio Edilson de Castro Sena	
FLONA de Irati	Paraná	Ricardo Augusto Ulhoa	
FLONA de Negreiros	Pernambuco	Damasio Tiburtino Novaes Filho	
FLONA de Palmares	Piauí	Gaspar da Silva Alencar	
FLONA de Paraopeba	Minas Gerais	Renato Diniz Dumont	
FLONA de Passa Quatro	Minas Gerais	Edgard de Souza Andrade Júnior	
FLONA de Passo Fundo	Rio Grande do Sul	Adão Luiz da Costa Güllich e Remi Osvino Weirich	
FLONA de Piraí do Sul	Paraná	Gustavo Nabrzecki	
FLONA de São Francisco	Acre	Edson Amaral	
FLONA de São Francisco de Paula	Rio Grande do Sul	Aline Kellermann	
FLONA de Silvânia	Goiás	Renato César de Miranda	
FLONA de Sobral	Ceará	Francisco Humberto Sousa Bezerra	
FLONA de Tefé	Amazonas	Rafael Suertegaray Rossato	
FLONA de Três Barras	Santa Catarina	Carlos José Ribeiro da Silva	
FLONA do Amapá	Amapá	Érico Emed Kauano	
FLONA do Crepori	Pará	Bruno Rafael Miranda Matos	
FLONA Jacundá	Rondônia	Não informou o nome	
FLONA Macauã	Acre	Edson Amaral	
FLONA Mário Xavier	Rio de Janeiro	Ricardo Nogueira	
FLONA Rio Preto	Espírito Santo	Alberto Felipe Klotz	
MONA Ilhas Cagarras	Rio de Janeiro	Henrique Zaluar	
PARNA da Chapada das Mesas	Maranhão	Paulo Adriano Dias	
PARNA da Chapada Diamantina	Bahia	Cezar Neubert Gonçalves	
PARNA da Serra da Bodoquena	Mato Grosso do Sul	Nayara de Oliveira Stacheski	
PARNA da Serra da Canastra	Minas Gerais	Darlan Alcântara de Pádua	
PARNA da Serra das Lontras	Bahia	Admilson Stephano	
PARNA da Serra do Pardo	Pará	Leidiane Diniz Brusnelo	
PARNA da Serra dos Órgãos	Rio de Janeiro	Cecilia Cronemberger de Faria	
PARNA da Serra Geral	Rio Grande do Sul	Deonir Geolvane Zimmermann	
PARNA das Araucárias	Santa Catarina	Juliano Rodrigues Oliveira	
PARNA das Emas	Goiás e Mato Grosso do Sul	Marcos da Silva Cunha	
PARNA das Nascentes do Rio Parnaíba	Piauí, Maranhão, Bahia e Tocantins	Janeil Lustosa	X
PARNA de Aparados da Serra	Rio Grande do Sul e Santa Catarina	Deonir Geolvane Zimmermann	
PARNA de Boa Nova	Bahia	Osmar Barreto Borges	
PARNA de Brasília	Distrito Federal	Christiane Horowitz	
PARNA de Ilha Grande	Paraná e Mato Grosso do Sul	Fernando de Lima Fávaro	
PARNA de São Joaquim	Santa Catarina	Michel Omena	

UC	UF	Gestor responsável pelo preenchimento do questionário	Sem Registro de EEI
PARNA do Alto Cariri	Bahia	Adriana Cilene Rozan Prestes	
PARNA do Cabo Orange	Amapá	Ricardo Motta Pires e Ivan Machado de Vasconcelos	
PARNA do Descobrimento	Bahia	Flávia Maria Rossi de Moraes e Márcio do Amaparo (vigilante)	
PARNA do Itatiaia	Rio de Janeiro e Minas Gerais	Marcelo Souza Motta	
PARNA do Jaú	Amazonas	Mariana Macedo Leitão	
PARNA do Juruena	Mato Grosso e Amazonas	Gustavo Pinheiro Rego	
PARNA do Monte Roraima	Roraima	José Ponciano Dias Filho	X
PARNA do Pau Brasil	Bahia	Fábio André Faraco	
PARNA Histórico do Monte Pascoal	Bahia	Raquel Mendes Miguel	
PARNA Lagoa do Peixe	Rio Grande do Sul	Fernando dos Santos Weber	
PARNA Lençóis Maranhenses	Maranhão	Yuri Amaral	
PARNA Mapinguari	Amazonas	Wilhan Rocha Cândido Assunção	
PARNA Marinho das Ilhas dos Currais	Paraná	Fabio Moreira Corrêa	
PARNA Marinho de Fernando de Noronha	Pernambuco	Ricardo Araújo e Eduardo Cavalcante de Macedo	
PARNA Marinho dos Abrolhos	Bahia	Ricardo Jerozolimski	
PARNA Montanhas do Tumucumaque	Amapá e Pará	Christoph Jaster	
PARNA Nascentes do Lago Jari	Amazonas	Luiz Henrique Condrati	
PARNA Serra de Itabaiana	Sergipe	Marleno Costa	X
PARNA Serra do Cipó	Minas Gerais	Celso do Lago Paiva	
PARNA Tijuca	Rio de Janeiro	Ernesto Bastos Viveiros de Castro	
REBIO Augusto Ruschi	Espírito Santo	Eduardo Carlos Mignone Alves	
REBIO Bom Jesus	Paraná	Mônia Fernandes	X
REBIO da Contagem	Distrito Federal	Christiane Horowitz	
REBIO da Mata Escura	Minas Gerais	Márcia de Souza Nogueira	
REBIO das Perobas	Paraná	Antonio Guilherme Cândido da Silva	
REBIO de Poço das Antas	Rio de Janeiro	Gustavo Luna Peixoto	
REBIO de Sooretama	Espírito Santo	Marcel Redling Moreno	
REBIO de Una	Bahia	Bruno Marchena Romão Tardio	
REBIO do Atol das Rocas	Rio Grande do Norte	Maurizélia de Brito Silva	
REBIO do Córrego do Veado	Espírito Santo	Osvaldo Luiz Ceotto	
REBIO do Tapirapé	Pará	Raimundo Façanha Guedes	X
REBIO do Uatumã	Amazonas	Gilmar Nicolau Klein	X
REBIO Marinha do Arvoredo	Santa Catarina	Elda Raquel Vargas de Oliveira	
REBIO Saltinho	Pernambuco	Pedro Augusto Macedo Lins	
REBIO Santa Isabel	Sergipe	Paulo Cezar Reys Bastos	
REBIO União	Rio de Janeiro	Não informou o nome	
RESEX Acau-Goiana	Paraíba e Pernambuco	Marisol Menezes Pessanha	
RESEX Barreiro das Antas	Rondônia	Tainara Ferrugem Franco	X
RESEX Chapada Limpa	Maranhão	Thiago Dias Ferreira	
RESEX de Canavieiras	Bahia	Marcelo Silveira e representantes da população tradicional da UC	
RESEX de São João da Ponta	Pará	Waldemar Londres Vergara Filho	X

UC	UF	Gestor responsável pelo preenchimento do questionário	Sem Registro de EEI
RESEX do Alto Tarauacá	Acre	Camilla Helena da Silva	
RESEX do Ciriaco	Maranhão	Fernúbia Lopes Ferreira	
RESEX do Lago do Cuniã	Rondônia	Cristiano Andrey S. do Vale	X
RESEX do Mandira	São Paulo	Não informou o nome	X
RESEX do Rio Cajari	Amapá	Raimundo Nonato Gomes Mendes Júnior	
RESEX Extremo Norte do Estado do Tocantins	Tocantins	Lino Rocha de Oliveira	
RESEX Lago do Cedro	Goiás	Kennedy A. de Andrade Borges	
RESEX Marinha de Soure	Pará	Andrei Cunha Cardoso	
RESEX Marinha de Tracuateua	Pará	Paulo Oliveira Junior	
RESEX Marinha do Pirajubae	Santa Catarina	Andrei Langeloh Roos	
RESEX Mata Grande	Maranhão	Euvaldo Pereira da Silva	
RESEX Riozinho do Anfrísio	Pará	Rafael Barboza	
RVS Refugio de Vida Silvestre Veredas do Oeste Baiano	Bahia	Sandro Raphael Borges	

UC EEI																					TOTAL				
	<i>Lithobates catesbeianus</i>	<i>Salvator merianae</i>	<i>Trachemys scripta elegans</i>	<i>Columba livia</i>	<i>Estrilda astrild</i>	<i>Passer domesticus</i>	<i>Axis axis</i>	<i>Bubalus bubalis</i>	<i>Callithrix jacchus</i>	<i>Callithrix penicillata</i>	<i>Canis familiaris</i>	<i>Capra hircus</i>	<i>Equus asinus</i>	<i>Felis catus</i>	<i>Kerodon rupestris</i>	<i>Lepus europaeus</i>	<i>Mus musculus</i>	<i>Myiopsitta monachus</i>	<i>Myocastor coypus</i>	<i>Oryctolagus cuniculus</i>		<i>Rattus norvegicus</i>	<i>Rattus rattus</i>	<i>Saimiri sciureus</i>	<i>Sus scrofa</i>
PARNA da Serra das Lontras						X																			2
PARNA da Serra do Cipó					X																				2
PARNA da Serra do Divisor				X																					1
PARNA da Serra do Itajaí	X		X	X	X	X											X				X	X			13
PARNA da Serra dos Órgãos						X		X	X																4
PARNA da Tijuca			X	X		X		X									X					X	X		13
PARNA das Araucárias	X															X		X						X	6
PARNA das Emas																						X			2
PARNA de Aparados da Serra				X		X										X	X				X	X		X	14
PARNA de Boa Nova					X	X										X					X	X			6
PARNA de Brasília					X						X			X		X					X	X			10
PARNA de Ilha Grande	X		X	X		X																			13
PARNA de Itatiaia					X												X				X			X	6
PARNA de Jericoacoara						X										X						X			4
PARNA de Saint-Hilaire/Lange																									2
PARNA de São Joaquim																									1
PARNA de Serra Geral				X		X										X	X				X	X		X	14
PARNA de Ubajara																X									1
PARNA do Alto Cariri																X									1
PARNA do Cabo Orange																									1
PARNA do Caparaó																									1
PARNA do Descobrimento	X			X	X	X											X			X					13
PARNA do Iguaçu	X		X	X		X										X	X					X			11
PARNA do Jaú																X					X	X			4
PARNA do Pantanal Matogrossense																									1
PARNA do Pau Brasil					X	X										X						X			6

UC EEI																							TOTAL		
	<i>Lithobates catesbeianus</i>	<i>Salvator merianae</i>	<i>Trachemys scripta elegans</i>	<i>Columba livia</i>	<i>Estrilda astrild</i>	<i>Passer domesticus</i>	<i>Axis axis</i>	<i>Bubalus bubalis</i>	<i>Callithrix jacchus</i>	<i>Callithrix penicillata</i>	<i>Canis familiaris</i>	<i>Capra hircus</i>	<i>Equus asinus</i>	<i>Felis catus</i>	<i>Kerodon rupestris</i>	<i>Lepus europaeus</i>	<i>Mus musculus</i>	<i>Myiopsitta monachus</i>	<i>Myocastor coypus</i>	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	<i>Rattus norvegicus</i>	<i>Rattus rattus</i>		<i>Saimiri sciureus</i>	<i>Sus scrofa</i>
RESEX de Canavieiras				X		X										X			X						12
RESEX do Ciriaco				X		X														X					4
RESEX Extremo Norte do Estado do Tocantins				X		X																			5
RESEX Lago do Cedro				X		X																			2
RESEX Lagoa do Jequiá																									1
RESEX Marinha de Soure				X		X										X					X	X			8
RESEX Marinha de Tracuateua																									1
RESEX Mata Grande				X		X																			3
RESEX Pirajubaé				X	X	X				X						X					X	X			7
RESEX Riozinho do Anfrísio																									1
TOTAL	16	2	10	43	22	59	1	3	14	8	2	2	2	6	2	19	53	1	1	5	36	42	2	10	705

Anexo 4. Para definição das EEI mais representativas da invasão biológica, os seguintes indicadores (títulos em negrito das colunas) foram utilizados: Nº UC = número de UC com registros de ocorrência de EEI da fauna; Biomas: número de biomas invadidos; Estímulo = estímulo para introdução da EEI por interesse econômico; Org. Imp. = tipo de organismo impactado pela EEI, de acordo com sua guilda (competidor do mesmo grupo taxonômico da EEI ou competidor de grupo taxonômico diferente da EEI ou presa da EEI) ; Controle identificado = ações de controle identificadas na literatura científica; Ação bem sucedida = ação identificada foi bem sucedida; Controle por UC = ação realizada pela equipe da UC; Sug. não testada = sugestão de controle não testada na literatura; Info. restrição = informação sobre restrição quanto à reprodução, habitat ou dieta. As colunas imediatamente à direita de cada indicador relatam o valor de cada informação sobre estes indicadores (n_UC_ponder = número de UC ponderado - 1 até 10 UC; 3 entre 11 e 30 UC; e 5 mais de 30 UC; est_intr_num = valor numérico referente ao estímulo para introdução - 0 = NA ou sem estímulo; 2 = há estímulo; sp_eng_num = valor numérico quanto à espécie engenheira - 0 = NA ou não engenheira; 1 = engenheira; econ_num = valor numérico quanto a impactos econômicos - 0 = NA ou sem impacto; 1 = com impacto; san_num = valor numérico quanto aos impactos sanitários - 0 = NA ou sem impacto sanitário; 1 = impacto só a espécies silvestres; 2 = só a humanos; 3 = humanos e espécies domésticas; 4 = humanos e espécies silvestres; 5 = humanos, espécies silvestres e domésticas; out_imp_num = valor numérico referente a outro tipo de impacto: 0 = NA ou sem outros impactos; 1 = outro impacto; contr_num = valor numérico referente ao controle identificado: 0 = não identificado; 1 = identificado; suc_num = valor numérico referente ao sucesso do controle identificado: 0 = NA ou sem sucesso; 1 = sucesso moderado; 2 = bem sucedida; cont_uc_num = valor numérico quanto as ações de controle realizadas por UC: 0 = sem ação; 4 = ação realizada; sug_num = valor numérico quanto a sugestões de controle não testado: 0 = sem sugestão; 1 = sugestão; rest_num = valor numérico quanto às informações sobre restrições ecológicas da EEI: 0 = sem informação; 1 = com informação). Para o indicador Bioma foi usado o número de biomas invadidos, e para Tipo de organismo impactado número de guildas impactadas. A última coluna (TOTAL) informa a soma de todos estes valores, para cada EEI.

Indicadores EEI	Nº UC	n_UC_ponderado	Biomas	Estímulo	est_intr_num	Org. Imp.	Espécie engenheira	sp_eng_num	Impacto econômico	econ_num	Impacto sanitário	san_num	Outros impactos	out_imp_num	Controle identificado	contr_num	Ação bem sucedida	suc_num	Controle por UC	cont_uc_num	Sug. não testada	Sug_num	Info. Restrição	rest_num	TOTAL
<i>Rattus rattus</i>	42	5	5	Não	0	2	NA	0	Sim	1	hum, dom	3	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Sim	4	Sim	1	Não	0	22,5
<i>Sus scrofa</i>	10	3	2	Sim	2	3	Sim	1	Sim	1	hum, dom	3	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Sim	4	Não	0	Não	0	22
<i>Mus musculus</i>	53	5	5	Não	0	2	NA	0	Sim	1	hum, dom	3	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Sim	4	Não	0	Não	0	21,5
<i>Rattus norvegicus</i>	36	5	5	Não	0	2	NA	0	Sim	1	hum, dom	3	Não	0	Sim	1	Sim	2	Sim	4	Sim	1	Não	0	21,5
<i>Canis familiaris</i>	2	1	2	NA	0	2	NA	0	NA	0	hum, sil, dom	5	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Sim	4	Sim	1	Não	0	18
<i>Callithrix jacchus</i>	14	3	3	NA	0	3	NA	0	NA	0	hum, sil	4	Sim	1	Sim	1	Na	0	Sim	4	Não	0	Não	0	17,5
<i>Achatina fulica</i>	28	3	5	NA	0	3	NA	0	Sim	1	hum	2	Não	0	Sim	1	Na	0	Sim	4	Não	0	Não	0	16,5
<i>Cyprinus carpio</i>	20	3	4	Sim	2	3	Sim	1	NA	0	silv	1	Sim	1	Sim	1	Na	0	Não	0	Sim	1	Sim	1	16
<i>Felis catus</i>	6	1	3	NA	0	1	NA	0	NA	0	hum, sil, dom	5	Não	0	Sim	1	Sim	2	Sim	4	Não	0	Não	0	15,5
<i>Columba livia</i>	43	5	6	Não	0	1	NA	0	Não	0	hum, sil, dom	5	Sim	1	Não	0	Na	0	Não	0	Não	0	Não	0	15
<i>Callithrix penicillata</i>	8	1	2	NA	0	3	NA	0	NA	0	hum, sil	4	Sim	1	Sim	1	Na	0	Sim	4	Não	0	Não	0	15
<i>Apis mellifera</i>	93	5	7	Sim	2	2	NA	0	Sim	1	NA	0	Sim	1	Não	0	Na	0	Não	0	Sim	1	Não	0	15,5
<i>Oreochromis niloticus</i>	21	3	5	Sim	2	3	NA	0	NA	0	NA	0	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Não	0	Não	0	Não	0	14,5
<i>Passer domesticus</i>	59	5	6	Não	0	1	NA	0	Não	0	hum, sil, dom	5	Não	0	Não	0	Na	0	Não	0	Não	0	Não	0	14
<i>Tilapia rendalli</i>	34	5	5	Sim	2	2	NA	0	NA	0	NA	0	Sim	1	Não	0	Na	0	Não	0	Sim	1	Não	0	13,5
<i>Lithobates catesbeianus</i>	16	3	2	Sim	2	2	NA	0	Sim	1	NA	0	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Não	0	Não	0	Sim	1	14

Indicadores EEI	Nº UC		Bioamas	Estímulo	est_intr_num	Org. Imp.	Espécie engenheira	sp_eng_num	Impacto econômico	econ_num	Impacto sanitário	san_num	Outros impactos	out_imp_num	Controle identificado	contr_num	Ação bem sucedida	suc_num	Controle por UC	cont_uc_num	Sug. não testada	Sug_num	Info. Restrição	rest_num	TOTAL
	n_UC_ponderado	ado																							
<i>Bubalus bubalis</i>	3	1	2	Sim	2	2	Sim	1	Sim	1	NA	0	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Não	0	Não	0	Sim	1	13
<i>Lepus europaeus</i>	19	3	3	NA	0	2	NA	0	NA	0	hum, sil, dom	5	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	12,5
<i>Estrilda astrild</i>	22	3	4	NA	0	1	NA	0	NA	0	hum, sil, dom	5	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	12
<i>Clarias gariepinus</i>	15	3	5	Sim	2	2	NA	0	NA	0	sil	1	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	11,5
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	14	3	3	Sim	2	2	NA	0	NA	0	sil	1	Sim	1	Sim	1	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	11,5
<i>Equus asinus</i>	2	1	1	NA	0	1	NA	0	NA	0	sil	1	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Sim	4	Não	0	Não	0	11,5
<i>Cichla monoculus</i>	12	3	4	Sim	2	3	NA	0	NA	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	11
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	12	3	3	Sim	2	2	NA	0	NA	0	sil	1	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	10,5
<i>Saimiri sciureus</i>	2	1	1	Não	0	1	NA	0	Não	0	hum, sil	4	Não	0	Não	0	NA	0	Sim	4	Não	0	Não	0	10,5
<i>Micropterus salmoides</i>	5	1	2	Sim	2	2	NA	0	NA	0	sil	1	Sim	1	Sim	1	Mod	1	Não	0	Não	0	Não	0	10
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	4	1	3	NA	0	2	NA	0	NA	0	NA	0	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Não	0	Sim	1	Não	0	9,5
<i>Trachemys scripta elegans</i>	10	3	3	NA	0	2	NA	0	NA	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Sim	1	Sim	1	9,5
<i>Tubastraea coccinea</i>	6	1	1	Não	0	2	Sim	1	Não	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Sim	4	Não	0	Não	0	9,5
<i>Capra hircus</i>	2	1	2	NA	0	2	NA	0	Sim	1	NA	0	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Não	0	Não	0	Não	0	9
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	7	1	2	Sim	2	2	NA	0	NA	0	sil	1	Sim	1	Sim	1	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	9
<i>Cichla temensis</i>	3	1	3	Sim	2	1	NA	0	NA	0	NA	0	Não	0	Sim	1	Sim	2	Não	0	Não	0	Não	0	8,5
<i>Limnoperna fortunei</i>	10	3	3	Não	0	1	NA	0	Não	0	NA	0	Sim	1	Sim	1	Mod	1	Não	0	Não	0	Não	0	8,5
<i>Salvator merianae</i>	2	1	1	Não	0	1	NA	0	Não	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Sim	4	Não	0	Sim	1	8,5
<i>Tubastraea tagusensis</i>	4	1	1	Não	0	2	NA	0	Não	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Sim	4	Não	0	Não	0	8,5
<i>Aristichthys nobilis</i>	10	3	2	Sim	2	1	NA	0	NA	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	8
<i>Astronotus ocellatus</i>	1	1	1	Sim	2	2	NA	0	NA	0	Sil	1	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	7,5
<i>Bradybaena similaris</i>	8	1	5	Não	0	0	NA	0	Não	0	hum, dom	3	Não	0	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Sim	1	7,5
<i>Myocastor coypus</i>	1	1	1	NA	0	1	NA	0	NA	0	NA	0	Sim	1	Sim	1	Sim	2	Não	0	Sim	1	Não	0	7,5
<i>Pheidole megacephala</i>	4	1	3	Não	0	3	NA	0	Sim	1	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	7,5
<i>Kerodon rupestris</i>	2	1	1	Não	0	1	NA	0	Não	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Sim	4	Não	0	Não	0	7,5
<i>Ictalurus punctatus</i>	2	1	1	Sim	2	1	NA	0	NA	0	sil	1	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	6,5

Indicadores EEI	Nº UC		Bioamas	Estímulo	est_intr_num	Org. Imp.	Espécie engenhaira	sp_eng_num	Impacto econômico	econ_num	Impacto sanitário	san_num	Outros impactos	out_imp_num	Controle identificado	contr_num	Ação bem sucedida	suc_num	Controle por UC	cont_uc_num	Sug. não testada	Sug_num	Info. Restrição	rest_num	TOTAL
	n_UC_ponderado																								
<i>Litopenaeus vannamei</i>	5	1	1	Sim	2	1	NA	0	Sim	1	sil	1	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	7,5
<i>Poecilia reticulata</i>	8	1	3	NA	0	2	NA	0	NA	0	NA	0	Não	0	Sim	1	NA	0	Não	0	Sim	1	Não	0	6,5
<i>Isognomon bicolor</i>	6	1	1	Não	0	2	Sim	1	Não	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	5,5
<i>Styela plicata</i>	1	1	1	Não	0	2	NA	0	Não	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Sim	1	5,5
<i>Corbicula fluminea</i>	5	1	4	Não	0	1	NA	0	Não	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	5
<i>Axis axis</i>	1	1	1	NA	0	1	NA	0	NA	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Sim	1	Não	0	4,5
<i>Cichla sp.</i>	3	1	3	Sim	2	2	NA	0	NA	0	NA	0	Não	0	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	6,5
<i>Myoforceps aristatus</i>	1	1	1	Não	0	2	NA	0	Não	0	NA	0	Sim	1	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	4,5
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1	1	1	Sim	2	1	NA	0	NA	0	NA	0	Não	0	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	4,5
<i>Charybdis hellerii</i>	2	1	1	NA	0	1	NA	0	NA	0	sil	1	Não	0	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	3,5
<i>Xiphophorus maculatus</i>	1	1	1	NA	0	1	NA	0	NA	0	NA	0	Não	0	Sim	1	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	3,5
<i>Zaprionus indianus</i>	2	1	2	Não	0	0	NA	0	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	NA	0	Não	0	Não	0	Não	0	2

