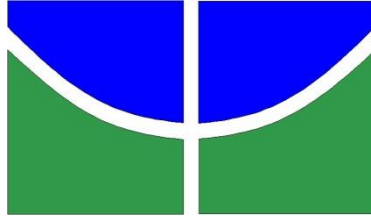




**ESTUDO DA INFLUÊNCIA DOS VETORES E VIAS DE INTRODUÇÃO E
PROPAGAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS UNIDADES
DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO BRASIL**

Gabriel Oliveira Lima Vieira

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**



Universidade de Brasília - UnB
Faculdade de Tecnologia - FT
Departamento de Engenharia Florestal - EFL

**ESTUDO DA INFLUÊNCIA DOS VETORES E VIAS DE INTRODUÇÃO E
PROPAGAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS UNIDADES
DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO BRASIL**

Gabriel Oliveira Lima Vieira

Estudante: Gabriel Oliveira Lima Vieira

Matrícula: 17/0010635

Orientador: Dra. Rafaela Guimarães Silva

Menção: SS

Prof. Dr. Rafaela Guimarães Silva
Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Engenharia Florestal
Orientador (EFL)

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi
Universidade de Brasília – UnB
Membro da Banca

Dra. Marina Lopes Bueno
Membro da Banca

Brasília-DF, 27 de novembro de 2020.

FICHA CATALOGRÁFICA

OLIVEIRA LIMA VIEIRA, GABRIEL
ESTUDO DA INFLUÊNCIA DOS VETORES E VIAS DE INTRODUÇÃO E PROPAGAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO BRASIL. / Gabriel Oliveira Lima Vieira; orientador Rafaela Guimarães Silva; co-orientador Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi. – Brasília, 2020. 45p., 210 x 297mm (EFL/FT/UnB, Engenharia Florestal, 2020).

Monografia (Graduação – Engenharia Florestal) -- Universidade de Brasília, 2020.
Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Florestal

1. Ecologia de invasões biológicas. 2. Importância relativa. 3. Inferência multi-modelo. 4. Perda de biodiversidade. 5. Densidade de estradas. I. GUIMARÃES SILVA, RAFAELA GUIMARÃES SILVA, orient. II. Aparecido Trondoli Matricardi, Eraldo, co-orient. III. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

VIEIRA, G.O.L. (2020). ESTUDO DA INFLUÊNCIA DOS VETORES E VIAS DE INTRODUÇÃO E PROPAGAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO BRASIL. Trabalho de conclusão de curso, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 45p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Gabriel Oliveira Lima Vieira

TÍTULO: ESTUDO DA INFLUÊNCIA DOS VETORES E VIAS DE INTRODUÇÃO E PROPAGAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO BRASIL

GRAU: Engenheiro em Engenharia Florestal ANO: 2020

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias deste Projeto Final de Graduação e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desse Projeto Final de Graduação pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor

Gabriel Oliveira Lima Vieira
Depto. de Engenharia Florestal (EFL)-FT
Universidade de Brasília (UnB)
Campus Darcy Ribeiro
CEP 70919-970 – Brasília – DF – Brasil

**ESTUDO DA INFLUÊNCIA DOS VETORES E VIAS DE INTRODUÇÃO E
PROPAGAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS UNIDADES
DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO BRASIL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Banca Examinadora ligada ao Departamento de Engenharia Florestal da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Gabriel Oliveira Lima Vieira

Orientadora: Dra. Rafaela Guimarães Silva

Coorientador: Dr. Eraldo A. Trondoli Matricardi

Brasília/DF
2020

DEDICATÓRIA

Dedico esta monografia aos meus pais, pelo exemplo de coragem, perseverança, fé e resiliência em suas ações e atitudes, e com muito amor, cuidado e carinho me ensinaram o caminho da justiça e da honestidade; a toda minha família, amigos, colegas de curso que contribuíram para o meu crescimento e aprendizagem e, especialmente, ao meu avô José Ferreira por toda a experiência de vida, ensinamentos e momentos únicos; e à minha avó Ana Maria (*in memoriam*), que sempre acreditou em mim, me incentivou e, de onde estiver, estará orgulhosa de mim.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me proporcionar perseverança, fé, gratidão, resiliência e muitas bênçãos durante toda a minha vida.

Aos meus pais Flávia e Paulo, pelo apoio e incentivo que serviram de alicerce para as minhas realizações e sonhos.

Aos meus avós paternos Socorro e Joaquim, que sempre me deram muito amor e apoio incondicional, meu carinho eterno aos dois.

Aos meus avós maternos Ana Maria (*in memoriam*) e José, por cuidarem de mim desde pequeno, me ensinando a ser um homem digno dia após dia com muito carinho, afeto e amor.

À minha irmã Sarah, por me proporcionar a experiência e maturidade do papel de irmão mais velho todos os dias.

Aos meus tios, tias, primos e primas maternos e paternos, por todos os momentos de aprendizados, lições, felicidades e construção do real significado de família.

À minha orientadora de pesquisa Rafaela Guimarães Silva, pelas valiosas contribuições dadas durante todo o processo, pelos conselhos e correções essenciais para a realização do respectivo trabalho.

Ao meu coorientador de pesquisa Eraldo Matricardi, pela oportunidade de conhecer o ICMBio e minha orientadora, além de todo apoio acadêmico relacionado a monitoria e geoprocessamento.

Aos amigos de infância, escola, vôlei e da vida Carlos, Rangel, Marcelo, Felipe, Aline, Andréia, Ralisson, Lincoln, Ana Beatriz, Jhonathas, Anna Luísa e Lucas; que sempre me apoiaram nas minhas escolhas de vida, lutaram comigo em muitos aspectos da vida e estavam presentes nos momentos mais difíceis.

Aos amigos de graduação Ana Paula, Aina, Beatriz, Breno, Cris, Gabriel, Jéssica, Laine, Letícia, Luísa G., Luísa A., Matheus, Nathaly e Victor, que compartilharam dos inúmeros desafios que enfrentamos, sempre com o espírito colaborativo, agradeço por todos os desafios,

experiências, alegrias e tristezas passados em conjunto durante todo o período de graduação, do início ao fim.

Também quero agradecer à Universidade de Brasília – UnB e o seu corpo docente que demonstrou estar comprometido com a qualidade e excelência do ensino.

“Vivemos em uma época perigosa. O homem domina a natureza antes que tenha aprendido a dominar a si mesmo.”

Albert Schweitzer (1950)

RESUMO

A invasão biológica é considerada, atualmente, como uma das principais causas de perda de diversidade de espécies nativas, sendo uma problemática notada em áreas protegidas de todo o mundo. Entender quais são os principais vetores e vias/rotas de introdução e propagação de espécies exóticas invasoras (EEI) da flora e da fauna terrestre em Unidades de Conservação de Proteção Integral federais foi o objetivo deste estudo. Para analisar essa relação, dados de infraestrutura urbana, de cobertura e uso do solo e de riqueza de espécies exótica da fauna e flora terrestre presentes em 138 UC's de Proteção Integral foram compiladas e inseridas em modelos lineares generalizados, ajustados à família binomial negativa. A partir da inferência multi-modelo, obteve-se o modelo médio, que permitiu observar que a variável ambiental mais relevante e estatisticamente significativa para a riqueza de EEI terrestre foi densidade de estradas ($\Sigma w_i = 1$). A soma de pesos Akaike ($\Sigma w_i = 1$) mostrou que a densidade de estradas apresentou maior importância relativa sobre a variável resposta quando comparada às variáveis de cobertura de áreas cultivadas ($\Sigma w_i = 0.31$) e cobertura de infraestrutura urbana ($\Sigma w_i = 0.23$). Nesse sentido, concluiu-se que a densidade de estradas é uma ameaça às UC de Proteção Integral por potencialmente alterar ecossistemas naturais ao diminuir a conectividade funcional e estrutural da paisagem, e facilitar a introdução e estabelecimento de espécies exóticas invasoras ao criar corredores de dispersão. Além disso, o aumento da densidade de estradas está intimamente relacionado ao aumento do efeito de borda e de áreas antrópicas, favorecendo a disponibilidade de ambientes susceptíveis à invasão. Diante do exposto, emerge-se assim a necessidade de se considerar as estradas no plano de criação e manejo de UC's de Proteção Integral e na definição de áreas prioritárias para conservação, tendo em vista que quanto mais distantes as UC estarão de distúrbios e efeitos provocados pelas estradas, elas estarão menos susceptíveis à introdução e estabelecimento de espécies exóticas invasoras nos arredores e no interior e, conseqüentemente, evitando a perda da biodiversidade nativa.

Palavras-chave: Importância relativa, GLM, Inferência Multi-Modelo, Perda de Biodiversidade, Densidade de Estradas.

ABSTRACT

Biological invasion is currently considered one of the main causes of loss of diversity of native species, being a problem noted in protected areas around the world. The objective of this study was to understand which are the main vectors and routes for the introduction and propagation of invasive alien species (IAS) of terrestrial flora and fauna in federal Integral Protection Conservation Units. To analyze this relationship, we compiled data of urban infrastructure, land cover and land use, and IAS richness of fauna and flora into 138 Integral Protection Conservation Units. Then, all variables were inserted in generalized linear models adjusted to the negative binomial distribution. From the multi-model inference, the average model was obtained, which allowed us to observe the most relevant and statistically significant environmental variables. Our results showed that road density ($\sum w_i = 1$) was the one. The sum of Akaike weights ($\sum w_i = 1$) showed that the density of roads presented greater relative importance over the response variable when compared to the variables of cropland cover ($\sum w_i = 0.31$) and urban infrastructure cover ($\sum w_i = 0.23$). Therefore, road density is a threat to the Integral Protection UCs for potentially altering natural ecosystems by decreasing the functional and structural connectivity and facilitating IAS introduction and establishment by creating dispersion corridors. In addition, the increase in road density is closely related to the increase in the edge effect and in anthropic areas, favoring the availability of environments susceptible to invasion. In this sense, the need arises to consider roads in the plan for creation and management of Integral Protection Conservation Units as well as in the definition of priority areas for conservation, considering that the more distant the UCs will be from disturbances and effects caused through the roads, they will be less susceptible to the introduction and establishment of invasive alien species in the surroundings and inland and, consequently, avoiding the loss of native biodiversity.

Key words: Relative Importance, GLM, Multi-Model Inference, Loss of biodiversity, Density of Roads.

ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1. Esquema do Processo de Invasão Biológica _____	15
Figura 2. 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral Federais do Brasil _____	25
Figura 3. Zonas de Influência de 50 km das 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral Federais do Brasil _____	27
Figura 4. Variáveis e componentes da PCA que explicam a porcentagem da variação de dados, em relação aos componentes 1 e 2. _____	29
Figura 5. Quantitativo de porcentagem de contribuição das variáveis preditoras e explicativas dos modelos globais, em relação à variação de dados. _____	30
Figura 6. Representação de importância relativa de cada variável extraída de análises e observações do modelo médio da inferência multi-modelo. _____	34
Figura 7. Representação do efeito da variável densidade de estradas sobre riqueza de EEI da flora e fauna terrestre em Unidades de Conservação de Proteção Integral federais terrestres do Brasil. _____	35
Figura 8. Estradas e Unidades de Conservação Federais do Brasil. _____	37
Figura 9. Zonas de Influência das Unidades de Conservação Federais do Brasil, a partir de Buffers de 50 km, sobre as Estradas. _____	38

TABELAS

Tabela 1. Valores comparativos entre os dois modelos globais propostos, incluindo o modelo nulo. A sigla AICc refere-se ao critério de informação Akaike corrigido. _____	30
Tabela 2. Seleção ranqueada dos 16 melhores modelos que explicam a influência das vias e vetores de introdução e propagação sobre a riqueza de espécies exóticas invasoras da flora e fauna terrestre em 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral do Brasil. _____	32
Tabela 3. Fatores que explicam a riqueza de espécies exóticas invasoras da flora e fauna terrestre em 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral federais do Brasil. Os coeficientes médios, erros- padrão, soma de pesos Akaike ($\sum w_i$) e valor p. são resultantes da análise de inferência multi modelo (distribuição binomial negativa). _____	33

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$\Delta AICc$	<i>Differences between Akaike information criterion correction</i>
AICc	<i>Akaike information criterion correction</i>
APA	Área de Proteção Ambiental
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica
CICES	<i>Common International Classification of Ecosystem Services</i>
CONABIO	Comissão Nacional da Biodiversidade
EEI	Espécies Exóticas Invasoras
GLM	<i>Generalized Linear Model</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Intervalo de Confiança
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IPBES	<i>Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services</i>
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
MAPBIOMAS	Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MuMIn	<i>Multi-Model Inference</i>
OMC	Organização Mundial do Comércio
p	Probabilidade
PCA	<i>Principal Component Analysis</i>
PRIM-IVT	Plano de Redução de Impacto de Infraestruturas Viárias Terrestres sobre a Biodiversidade
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
UC	Unidade de Conservação
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
VIF	<i>Variance inflation factor</i>
w_i	Peso de Akaike
Σw_i	Somatório de Pesos de Akaike

SUMÁRIO

1. REVISÃO DE LITERATURA	14
1.1) Invasão Biológica	14
1.1.1) Processo de invasão biológica	15
1.1.2) Vias e Vetores de Introdução de Espécies Exóticas Invasoras	16
1.1.3) Controle e Erradicação	18
1.2) Áreas Protegidas	20
1.2.1) Serviços Ecosistêmicos e Invasão Biológica	21
1.3) Estratégias espaciais para detecção precoce de EEI	21
2. INTRODUÇÃO	23
3. OBJETIVO	24
4. METODOLOGIA	25
4.1. Área de estudo	25
4.2. Variáveis ambientais	26
4.3. Análise dos dados	27
5. RESULTADOS	29
6. DISCUSSÃO	35
7. CONCLUSÕES	39
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

1. REVISÃO DE LITERATURA

1.1) Invasão Biológica

Invasão biológica define-se como o processo pelo qual uma espécie ou população é transportada para fora de sua área de distribuição natural e introduzida a um novo ambiente, reproduzindo-se e gerando descendentes viáveis (CDB, Decisão VI-23). Além disso, a introdução de espécies exóticas pode ocorrer de forma direta/proposital ou indireta/involuntária (ex. dispersão por animais), sendo as duas formas causadas por interações e ações antrópicas (Blackburn et al., 2011). A partir desse ponto, esta mesma espécie, podendo ser da fauna ou da flora, pode disseminar e ampliar sua distribuição geográfica, ameaçando a diversidade biológica e trazendo consigo potenciais impactos à sociedade, à economia e à saúde (Diegues, 2000).

Segundo Zitier (2001), a invasão biológica é considerada como a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade, perdendo somente para o processo de destruição de habitats e fragmentação florestal, por sua capacidade de alterar ecossistemas naturais. De fato, a introdução e estabelecimento de espécies exóticas apresentam efeitos negativos, indesejáveis e que potencialmente ocasionam mudanças somente percebidas em longo prazo e em uma escala espacial consideravelmente grande (Zitier, 2001). A exemplo disso, tem-se os processos de homogeneização biótica e consequente redução da biodiversidade nativa (Beiroz et al., 2014). Como resultado alarmante, tem-se que cerca de 14% das extinções de espécies nativas foram causadas por espécies exóticas (Bellard et al., 2016).

Nesse sentido, entender o processo de invasão biológica é essencial para que ações de detecção precoce e erradicação sejam ainda tomadas nos primeiros estágios da invasão de uma ou um grupo de espécies exóticas invasoras (EEI) (Blackburn et al., 2011). De forma geral, as invasões biológicas são processos dinâmicos e de comportamento exponencial em relação ao tempo, à medida em que existe condição de adaptação suficiente para que as espécies exóticas passem por processos de explosão populacional e ocupação do novo espaço (Zalba, 2010). Abaixo, alguns conceitos são introduzidos a fim de entender melhor o processo de invasão biológica.

1.1.1) Processo de invasão biológica

Segundo Vitule et al. (2012), para que uma espécie exótica possa ser considerada como invasora, ela deve passar obrigatoriamente por 4 macro etapas/estágios: (i) transporte; (ii) introdução; (iii) estabelecimento; e (iv) dispersão (expansão populacional).

O processo de invasão biológica é complexo e uma mesma espécie exótica introduzida em diferentes lugares pode tomar diferentes rumos dependendo das limitações físicas e ecofisiológicas (Vitule et al., 2012; Blackburn et al., 2011). Isto é, uma vez introduzida, (i) a espécie exótica pode sobreviver, mas sem descendentes no ambiente; (ii) ou podem sobreviver e reproduzir, mantendo populações autossustentáveis (espécies exóticas naturalizadas), mas não conseguem colonizar novas áreas; (iii) ou ainda sobrevivem, reproduzem, dispersam e colonizam novos ambientes (espécies exóticas invasoras) (figura 1) (Dawson et al., 2009). Algumas espécies exóticas invasoras, como as gramíneas, apresentam características relacionadas a sua forma e história de vida que favorecem a colonização de novos lugares como anemocoria, crescimento rápido, produção em massa de sementes viáveis, resistência ao fogo e interesse comercial (Silva et al., 2020). Nesse sentido, as EEI ao possuírem elevados potenciais de dispersão, de colonização, de estabelecimento e comportar-se como dominante na relação ecológica com as espécies nativas do novo ecossistema invadido, elas têm um significativo impacto, tanto direto quanto indireto, nas esferas ambiental, social e econômica (CDB, Decisão VI-23).



Figura 1. Esquema do Processo de Invasão Biológica

Fonte: Martins et al., 2007.

É importante citar que, atualmente, os seres humanos vêm modificando drasticamente e em taxas crescentes a distribuição de espécies em todo o planeta (Blackburn et al., 2011; Silva

et al., 2020). Isto é, as ações antrópicas constroem um compilado de novos e eficientes mecanismos de dispersão, alterando intensamente a frequência e o comportamento do transporte e do estabelecimento dessas espécies exóticas em ecossistemas novos (Vitule et al., 2012; Zenni et al., 2016). A invasão biológica é um processo sucessional, e não um evento simples e isolado (Vitule et al., 2012) e entender seus impactos nos processos ecológicos em nível de populações e comunidades se mostra latente no estudo do processo de invasão biológica, principalmente pelo fato das consequências dos efeitos de borda e de fragmentação de habitats relacionados à invasão em ecossistemas naturais e de interesse como as UC de Proteção Integral (Beiroz et al., 2014).

Juntamente a esses aspectos das EEI, existem fatores ambientais que contribuem para o sucesso da colonização como áreas já antropizadas (Bellard et al., 2016; Zenni et al., 2016). No próximo tópico, é possível analisar com maiores detalhes quais são esses fatores ambientais que contribuem para a invasão biológica.

1.1.2) Vias e Vetores de Introdução de Espécies Exóticas Invasoras

Dentre os fatores ambientais que contribuem para invasão biológica, estão os vetores de introdução e propagação de EEI que se caracterizam como o meio físico ou agente através do qual uma espécie é levada para fora de sua área de distribuição natural ou simplesmente transportada de um lugar invadido para outro (Bellard et al., 2016; CBD, Decisão VI-23). Já as vias de introdução estão relacionadas a rota geográfica percorrida pela espécie exótica (CDB, Decisão VI-23). Como exemplo de via, pode-se citar as estradas que atuam como corredores de dispersão de propágulos de EEI (Bellard et al., 2016).

A globalização é reconhecida como um processo facilitador da invasão biológica, no sentido de romper as barreiras geográficas que antes existiam para muitas espécies exóticas (ESSL et al., 2020). Isto é, com a ampliação das vias de transporte, o incremento do comércio e do turismo internacional aliado às mudanças climáticas e de uso da terra, o número de espécies exóticas introduzidas vem aumentando e conseqüentemente exercendo maior pressão de colonização de EEI sobre novos ambientes e recentemente invadidos (Lockwood et al., 2009; Cassey et al., 2009; Blackburn et al., 2011). Todas essas ações estão intimamente relacionadas ao ser humano, o qual é reconhecido como o principal vetor de espécies exóticas e invasoras (Catford et al., 2012). Um estudo de caso que mostra que a introdução de espécies exóticas pode

causar um grande prejuízo não somente à biodiversidade, mas também à saúde humana foi a introdução do **caracol gigante africano** (*Achatina fulica*). Essa espécie foi introduzida com os principais objetivos de realizar o controle biológico de pragas agrícolas e de consumo humano (tentativa de substituir a criação de escargot), podendo a mesma ser encontrada em áreas urbanas e rurais (Leão et al., 2011). Além disso, ele é vetor da meningite eosinofílica ou angiostrongilíase cerebral, doença causada pelo verme *Angiostrongylus cantonensis* (Leão et al., 2011; G1 Globo Natureza, 2019). Essa doença é facilmente transmitida pelo *A. fulica* aos seres humanos, tendo em vista que ele está em contato frequente com a população humana (G1 Globo Natureza, 2019). Ele foi introduzido em 1980 e vem espalhando por todo o território brasileiro (Distrito Federal e em mais 23 estados brasileiros) devido ao seu comportamento dominante, agressivo e competitivo. (Zanin, 2009).

Assim, uma das principais variáveis associadas a invasão biológica tem sido a densidade populacional humana, uma vez que somos reconhecidos como introdutores e propagadores de EEI em ecossistemas naturais (Spear et al., 2013; de Moraes Sarmento, 2014). Juntamente, pode-se reconhecer as atividades humanas como vias de introdução e fontes de propágulos de EEI, nesse trabalho reconhecidas como cobertura de áreas cultivadas (Westbrooks, 1998); cobertura de infraestrutura urbana e densidade de estradas (Forman et al., 2003; Pauchard, 2004). Quando analisou-se a relação dessas variáveis ambientais e áreas protegidas, observou-se uma vez que as áreas protegidas estão próximas a centros urbanos ou locais com alta densidade populacional humana, estas estão mais susceptíveis à invasão por EEI da flora e fauna (Spear et al., 2013).

Assim como a densidade populacional humana, a densidade de estradas também é considerado um forte preditor de invasão biológica para áreas protegidas (Foxcroft et al., 2010). As rodovias e estradas funcionam como uma espécie de “corredor ecológico inverso”, sendo a via por onde as EEI são disseminadas, a exemplo de sementes e de propágulos transportados por meio dos veículos, do fluxo gênico altamente dinâmico e, também, pela dispersão anemocórica (Forman et al., 2003). Além disso, as margens das estradas são reconhecidas como habitats de muitas plantas exóticas podendo atuar como fonte de propágulos em áreas protegidas, especialmente para espécies generalistas com ciclos de vida curtos e altas taxas reprodutivas (Pauchard, 2004).

Da mesma forma que a margem de estradas, áreas de pastagem e agricultura são reconhecidas como habitats de muitas espécies exóticas e invasoras (Fuentes et al., 2015), sendo

interpretadas neste trabalho como áreas cultivadas. No Brasil, áreas agrícolas têm sido atacadas pela EEI *Sus scrofa (javalis)*, principalmente no interior do estado de Santa Catarina (G1 Globo Natureza, 2019). Essa espécie tem causado grande prejuízo econômico acarretado às lavouras de pequenos produtores de milho (G1 Globo Natureza, 2019). Nesse sentido, a susceptibilidade de áreas protegidas à invasão aumenta quando essas zonas agrícolas estão muito próximas. Diante do exposto, é fundamental determinar a origem e a localidade de tendência de chegada das espécies exóticas invasoras a fim de se tomar medidas de prevenção e precaução ao redor e no interior de áreas protegidas (Srivastava et al., 2019; Lafond et al., 2019; Griess et al., 2019). Para isso, os conceitos e aplicabilidade de adequabilidade ambiental e de risco de invasão tem sido utilizados para verificar quais locais no planeta tem o maior potencial de para adaptação das EEI (Srivastava et al., 2019; Lafond et al., 2019; Griess et al., 2019). A partir desses cenários, é possível otimizar a inspeção em fronteiras e estabelecer normas e práticas para reduzir o potencial de introdução acidental de espécies (Zalba, 2007). Um exemplo é a definição de normas para transporte de produtos em embalagens de madeira, de forma a evitar a entrada de insetos com potencial de praga agrícola ou dano ambiental e realizar até mesmo um controle de qualidade desses produtos importados e/ou exportados (OMC, 2000).

Logo abaixo é possível analisar com maiores detalhes quais são os conceitos e fundamentações principais quanto ao controle e erradicação de EEI, além das estratégias apropriadas para aplicação de uso em cada estágio do processo de invasão biológica, citado no respectivo tópico 1.1.1 anterior.

1.1.3) Controle e Erradicação

Dependendo da espécie e em qual estágio do processo de invasão biológica ela se encontra, são tomadas as medidas de controle e manejo adequadas. O controle, por exemplo, se dá por meio de métodos mecânicos, químicos ou biológicos, que reduzem a abundância e/ou densidade de uma EEI para minimizar seu crescimento populacional, dispersão e impactos e, sempre que desejável e possível (CDB, Decisão VI-23). No entanto, quando a invasão biológica por uma determinada EEI já transpassou os primeiros estágios de invasão e já está muito bem estabelecida no ecossistema invadido, as ações de manejo só atingem proporções locais, devendo ser pensado, planejado e aplicado um controle efetivo (CDB, Decisão VI-23; Resolução CONABIO nº 05, de 21 de outubro de 2009). Tais técnicas dependerão do alcance de manejo integrado, executado de acordo com os regulamentos nacionais, códigos

internacionais existentes e com uma gestão de risco e de processos eficiente e eficaz (Resolução CONABIO nº 05, de 21 de outubro de 2009).

A grande parte dos estudos (Wittenberg et al., 2001; Cock et al., 2001; Zalba, 2007; Vitule et al., 2012; Foxcroft et al., 2010) relacionados à presença de EEI em ambientes naturais enfocam no uso de medidas de controle na redução do dano causado e do número de EEI. A erradicação é, quase sempre, a melhor medida para tratar da introdução e estabelecimento de EEI, sendo que o melhor momento para erradicar espécie exótica invasora é nos primeiros estágios da invasão, quando as populações são pequenas e localizadas em um ponto focal do ecossistema invadido (Resolução CONABIO nº 05, de 21 de outubro de 2009). A detecção precoce de EEI é focada em pontos de entrada de alto risco (vias e vetores de importância significativa, por exemplo) e, por isso, é considerada a alternativa de melhor custo-benefício ao evitar que danos decorrentes de invasão ocorram em pequenas e grandes escalas (Wittenberg et al., 2001; Cock et al., 2001).

Uma vez detectada precocemente, as EEI tem seus impactos negativos avaliados (Zalba, 2010; Vitule et al., 2012). A análise de risco, uma ferramenta de prevenção, trata-se de um protocolo com perguntas relacionadas à ecologia e à biologia da espécie de interesse, ao seu histórico de invasão em outras partes do mundo e outras questões ambientais que avaliam o potencial de adaptação e invasão, possuindo todo esse processo e respectivas etapas o objetivo final de prevenir a introdução voluntária de espécies exóticas invasoras (Zalba, 2010; Blackburn et al., 2011). Como parte das estratégias de manejo adaptativo, essas ferramentas consideram: (i) a avaliação dos aspectos sociais e políticos das invasões biológicas; (ii) controle e gerenciamento de vetores para evitar a chegada de novas espécies; (iii) aprimoramento e criação de ferramentas de modelagem para prever distribuição espacial das espécies invasoras e novas invasões; (iv) aprimoramento de análises integrativas de relação custo-benefício de espécies invasoras; (v) criação e aprimoramento de ferramentas para avaliação de risco em diferentes escalas e, por fim, pela implementação e desenvolvimento de tecnologias e medidas inovadoras, rápidas e práticas na prevenção das invasões biológicas (Zalba, 2010; Blackburn et al., 2011; Vitule et al., 2012). Além disso, regido pelo princípio da precaução, tomada de decisões para lidar com as incertezas científicas na avaliação e gestão de riscos devem ser tomadas (UNESCO, 2005).

Consolidando as informações legislativas e das políticas citadas anteriormente em relação ao controle e erradicação de EEI em áreas protegidas, a importância de uma estrutura

unificada contra invasões biológicas se mostra essencial para construir modelos de barreira e definir técnicas de controle e manejo, que contemplem as etapas do processo de invasão biológica (fornecendo uma terminologia e categorização norteadora para a aplicabilidade lógica e coesa dos mecanismos de controle e erradicação) (Blackburn et al., 2011). Além disso, é imprescindível conciliar e integrar as características gerais do processo de invasão à todas as invasões diretamente ou indiretamente proporcionadas por seres humanos (Blackburn et. al. 2011). Como exemplo, tem-se a barreira de sobrevivência (barreira de reprodução + processo de estabelecimento), em que o processo de controle deve girar em torno de observações e tomadas de ações mitigadoras não somente na esfera do ambiente, mas também na esfera da taxa de reprodução da EEI e da interação entre fator biótico e abiótico (Blackburn et. al. 2011) dentro do ecossistema invadido, principalmente quando fala-se em áreas protegidas.

1.2) Áreas Protegidas

As áreas protegidas podem ser definidas por áreas responsáveis pela conservação da sociobiodiversidade original, além de serem provedoras de serviços ambientais que possuem diversos benefícios para a manutenção dos processos ecológicos naturais, para a melhoria da saúde dos seres humanos e geradoras de oportunidades que equilibram meio ambiente e economia (Resolução CONABIO nº 05, de 21 de outubro de 2009).

Categorizando as áreas protegidas, têm-se como exemplo as Unidades de Conservação (UCs), que segundo Henry-Silva (2005) e de Sá Dechoum (2010), além das atribuições do SNUC (artigo número 2 da lei 9.985/2000, s.d.), são espaços territoriais instituídos e administrados pelo poder público nacional, incluindo águas jurisdicionais, que apresentam características naturais relevantes, com objetivos de preservação ou de conservação, em que neles se aplicam garantias adequadas de proteção.

As UCs são exemplos de ambientes naturais preservados ou que conservam as condições ambientais (biológicas, fisiológicas, climáticas e abióticas) originais do respectivo ecossistema, podendo categorizá-las em Proteção Integral, quando são de uso indireto, não envolvendo consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos naturais, preservando o ecossistema; e em Uso Sustentável, quando são de uso direto dos recursos naturais, a exemplo do uso comercial, consumo e coleta, objetivando a conservação do ecossistema a partir do uso consciente dos

recursos e da redução significativa dos impactos negativos do respectivo uso (SNUC artigo número 7 da lei 9.985/2000, s.d.).

1.2.1) Serviços Ecosistêmicos e Invasão Biológica

Serviços ecossistêmicos podem ser definidos como benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas naturais (Avaliação Ecosistêmica do Milênio, 2005), tais como alimentos, matérias-primas, polinização de culturas, prevenção de erosão do solo, purificação de água e recreação, enfim, ressaltando o fato deles serem vitais para o bem-estar humano e para as atividades econômicas e recreativas (IUCN, 2017). Existem diferentes formas de classificar os serviços ecossistêmicos, atualmente com as iniciativas de alguns programas, são consideradas quatro categorias: provisão, regulação, culturais e suporte (IPBES, 2016; CICES, 2017). Muitos desses serviços se tornam comprometidos com a invasão biológicas e dentre os impactos causados por EEI estão alteração de ciclos ecológicos; alteração do regime de fogo; quantidade de água disponível; alteração da composição e disponibilidade de nutrientes; remoção ou introdução de elementos nas cadeias alimentares; alteração dos processos geomorfológicos e, até mesmo, pela extinção de espécies nativas (MMA, 2009). Um exemplo intenso dessa interação se dá em uma região do Cabo da Boa Esperança, na África do Sul, onde o estabelecimento de espécies exóticas invasoras arbóreas provocou diminuição do suprimento de água para as comunidades próximas, aumentando do risco de incêndios e ameaças à biodiversidade nativa, justificando gastos governamentais de 40 milhões de dólares anuais com o controle manual e químico (Júnior et al., 2013).

1.3) Estratégias espaciais para detecção precoce de EEI

Atualmente, a modelagem de distribuição de espécies associado ao risco de invasão tem sido o principal método utilizado por pesquisadores para prever locais potenciais de ocorrência da espécie ou grupos de espécies de interesse (Srivastava et al., 2019) assim como tem sido construídos modelos que revelam quais são os principais agentes que têm contribuído para abundância e riqueza de EEI em diferentes escalas (Bellard et al., 2016; Dawson et al., 2017). Todas essas ferramentas têm sido utilizadas para prever impactos de EEI sobre a biodiversidade em diferentes contextos no mundo (Stricker et al., 2015; Essl et al., 2019; Srivastava et al., 2019), mas detectar precocemente uma ou um conjunto de espécies exóticas invasoras ainda é um desafio.

No que tange a entender e determinar quais são os principais vias e vetores de introdução e propagação de EEI, a inferência multi-modelo torna-se um ótimo exemplo, por permitir a comparação de diferentes hipóteses sobre agentes de invasão em um modelo médio, ponderado por uma série de modelos concorrentes que juntos têm a capacidade de explicar a importância relativa de cada preditor (Vicente et al., 2010). No geral, esse método abre caminho para modelos e projeções mais precisas ao testar o efeito de um conjunto maior de preditores ambientais (Martins et al., 2016). Uma vez determinados, medidas podem ser tomadas para que tais promotores da invasão possam ser mitigados (Vicente et al., 2010; Martins et al., 2016).

2.INTRODUÇÃO

O Brasil é o país com a maior diversidade de fauna e flora do planeta por conta de suas dimensões continentais, apresentando diversas conjunturas e elementos de cunho climático, geológico e biológicos singulares (Diegues, 2000; Zitier, 2001). Tais características torna o país reconhecido pela alta biodiversidade nativa, que é de suma importância para a manutenção dos ecossistemas e do fluxo gênico (Diegues, 2000). Porém, um dos grandes fatores que vem causando a perda da diversidade de espécies nativas é a invasão biológica (Diegues, 2000).

A introdução de espécies exóticas em ambientes naturais pode se dar pela ação humana, de forma direta ou indireta (Blackburn et al., 2011). Como exemplo, tem-se o deslocamento de uma espécie do seu ambiente de origem para fora de sua área de distribuição natural em um determinado tempo, sendo que esse deslocamento pode ocorrer dentro de um país, a exemplo do Brasil, ou entre países e biomas. Nesse deslocamento, a introdução de espécies exóticas pode ocorrer de forma proposital por meio de espécies de interesse comercial, ou acidental por meio de transporte marítimo, tráfico de animais, transporte involuntário, entre outros (CDB Decisão VI/23, s.d.).

Quando introduzida a um novo ambiente, as espécies exóticas podem reproduzir-se em elevadas taxas e gerar descendentes viáveis, que podem competir com outras espécies nativas e facilmente se disseminam e ampliam sua distribuição geográfica (Zitier, 2001; Blackburn et al., 2011). Os potenciais impactos da presença e atividade das espécies exóticas invasoras (EEI) se mostram latentes à sociedade, à economia e à saúde, podendo ser analisadas a partir da origem natural ou de causas provocadas e acentuadas pelas interferências e interações antrópicas com o meio ambiente em questão (Diegues, 2000; Blackburn et al., 2011). No Brasil, um dos casos de invasão mais conhecidos e reportados têm sido pelos **javalis** (*Sus scrofa Linnaeus*), por seu prejuízo econômico às diversas áreas cultivadas de pequenos produtores rurais (Hegel et al., 2013; G1 Globo Natureza, 2019).

A presença de EEI em Unidades de Conservação (UC) tem sido considerada uma das grandes ameaças à biodiversidade nativa, pois são essas áreas que tem como função proteger e conservar ecossistemas naturais originais (Zitier, 2001). Com diferentes políticas de controle, as UC de Proteção Integral tem em seus planos de manejo a redução e controle da densidade e abundância de populações EEI; estratégias de prevenção que prezam evitar ou minimizar a chegada ou a introdução de espécies exóticas e manejos específicos para cada espécie (CDB

Decisão VI/23, s.d.). Além dessas ações, tomadas de decisões visam minimizar a influência antrópica sobre esses ambientes naturais para que as interações não resultem em perda da diversidade de espécies nativas, tanto da flora quanto da fauna terrestre (Blackburn et al., 2011; Sampaio et al., 2014). No entanto, os distúrbios antrópicos que representam a principal e mais intensa forma de degradação, conformação e transformação de um ambiente natural, vem aumentando no interior e arredores de UC, sendo impactadas e tornando-as acessíveis a animais domésticos como cachorro (*Canis familiaris*) e gato (*Felis catus*), por exemplo (Sampaio et al., 2014).

Os vetores de introdução e propagação de EEI se conceituam como os meios físicos ou os próprios agentes através do qual uma espécie é levada para fora de sua área de distribuição natural (CONABIO Resolução nº 5, 2009). Alguns estudos mostraram que vetores como a densidade populacional humana, a distâncias de estradas, densidade de estradas, cobertura de infraestrutura urbana e, também, a cobertura de áreas cultivadas são fortes preditores de riqueza de EEI (Spear et al., 2013; Bellard et al., 2016). Isto é, valor de riqueza de EEI em determinado local aumenta com essas variáveis, tal como o **aumento da densidade populacional ao redor de áreas protegidas** (Spear et al., 2013; de Moraes Sarmiento, 2014).

Nesse sentido, para entender melhor quais são os principais agentes de invasão que promovem a introdução e propagação de EEI em UC de Proteção Integral federais no Brasil, avaliou-se suas influências sobre a riqueza de espécies exóticas invasoras da fauna e flora terrestre no interior das UC e seus arredores por meio da inferência multi-modelo.

3. OBJETIVO

O objetivo do trabalho é entender, observar e compreender quais são os principais vetores e rotas de introdução e propagação de espécies exóticas invasoras (EEI) da fauna e da flora terrestres em Unidades de Conservação federais de Proteção Integral localizadas no continente brasileiro, a partir de elaboração de perguntas e hipóteses, sendo elas todas baseadas na literatura pré-existente, e na construção do modelo que melhor adequasse às suas respectivas premissas.

4. METODOLOGIA

4.1. Área de estudo

A área de estudo envolve 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral federais do Brasil, separadas em 5 categorias: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre (SNUC artigo número 8 da lei 9.985/2000, s.d.).



Figura 2. 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral Federais do Brasil

Fonte: Composição do Autor

Para a realização da pesquisa e do respectivo desenho experimental, foi considerado que cada UC de Proteção Integral (ICMBio, 2019) se comporta como uma amostra independente, partindo do pressuposto de que todas elas apresentam igual probabilidade de risco de invasão. Apesar desse critério utilizado não se mostrar fidedigno, uma vez que a localidade das UC (continental e costeira), bioma, relevo, clima, ações antrópicas apresentam diferentes magnitudes por toda a extensão territorial brasileira, variando de mais conservado ao mais

antropizado, o critério aqui adotado mostrou ser eficiente para atender o objetivo proposto, o qual se pauta no entendimento do risco e comportamento do processo de invasão biológica a partir das variáveis ambientais preditoras de vias e vetores de dispersão e propagação de espécies exóticas.

4.2. Variáveis ambientais

As variáveis consideradas e analisadas, como vetores de introdução e propagação de EEI foram densidade populacional humana (IBGE, 2020), densidade de estradas (PRIM-IVT, 2017), distância de estradas (PRIM-IVT, 2017), cobertura de infraestrutura urbana (MAPBIOMAS, Coleção 4.1, 2018) e, por fim, cobertura de áreas cultivadas (MAPBIOMAS, Coleção 4.1, 2018).

Para a realização da estimativa das variáveis de cobertura de áreas cultivadas, cobertura de infraestrutura urbana, densidade populacional e densidade de estradas foi adotada como área de influência um *buffer* de 50 km no entorno de cada UC (McDonald et al., 2009). Para a variável cobertura de áreas cultivadas, foi gerado percentual de cobertura de pastagem, de agricultura e mosaico de agricultura e pastagem com relação a área total do *buffer*. Da mesma forma, também foi calculada a relação de cobertura de infraestrutura urbana com relação área do *buffer*. Já, para a variável de densidade populacional humana, foi calculada a quantidade de habitantes por km² e, para densidade de estradas em km por km².

Zona de Influência dos Buffers de 50 km das Unidades de Conservação de Proteção Integral Federais do Brasil

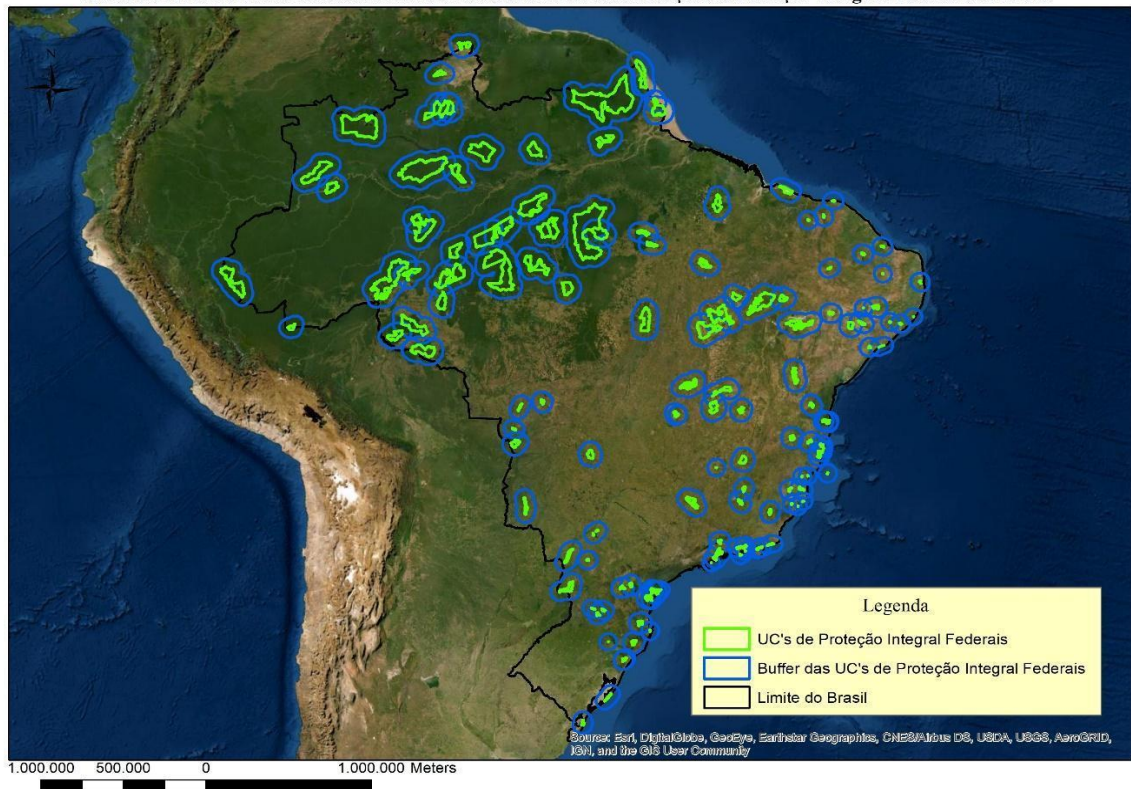


Figura 3. Zonas de Influência de 50 km das 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral Federais do Brasil

Fonte: Compilação do autor.

Estimou-se também a variável de distância de estradas, a partir dos limites de cada Unidade de Conservação de Proteção Integral federal terrestre. Calculou-se as distâncias mínimas, médias e máximas da variável e, também, o respectivo desvio padrão, para que fosse possível entender a variação dos resultados dos dados analisados. Para os modelos, considerou-se as distâncias mínimas como as estimativas de elaboração e construção dos modelos globais, uma vez que representam melhor a realidade da proximidade dessas infraestruturas às UC.

4.3. Análise dos dados

Nesse estudo avaliaram-se quais fatores contribuíram para a riqueza de espécies exóticas invasoras, sendo que as variáveis ambientais foram aplicadas como preditoras e a riqueza de EEI da flora e da fauna terrestre como variável resposta.

Primeiramente, realizou-se a verificação da existência de multicolinearidade das variáveis, evitando o fenômeno de enviesamento e invalidação do próprio modelo. Todas as variáveis que apresentaram a correlação de Spearman inferior a 60% (Spear et al., 2013) e fator

de inflação de variância generalizada (VIFs) abaixo de cinco (Vicente et al., 2010) foram incluídas no modelo global acima citado. Também foi realizado o teste de PCA, a fim de avaliar quais variáveis preditoras contribuíram para explicar a variação dos dados.

Por meio de modelos lineares generalizados, foram elaborados dois modelos globais objetivando a seleção do modelo global que melhor explicasse a influência das variáveis preditoras sobre a variável resposta estudada: **modelo 1**: riqueza de EEI = densidade populacional humana + distância de estradas + cobertura de áreas cultivadas + cobertura de infraestrutura urbana; e **modelo 2**: riqueza de EEI = densidade populacional humana + densidade de estradas + cobertura de áreas cultivadas + cobertura de infraestrutura urbana. Os modelos foram ajustados a distribuição binomial negativa, a qual é considerada uma modelagem do tipo não linear, que consegue corrigir e se adequar a dados com superdispersão e excessos de zeros (Bolker, 2007). Para ambos os modelos, foram conduzidas a análise exploratória dos dados, a fim de encontrar e excluir possíveis *outliers*.

A comparação dos dois modelos foram realizadas seguindo o critério de menor AICc. Além disso, o modelo global com menor AICc foi comparado o modelo nulo, o qual retrata a ausência de efeitos das variáveis ambientais propostas acima no estudo (Burnham; Anderson, 2004; Vicente et al., 2010). Em seguida, realizou-se a seleção de modelos, aplicando a função *dredge* do pacote R MuMIn (Barton, 2018), respeitando também o critério de menor AICc e $\Delta AICc$ inferior a 2. No entanto, para cada modelo selecionado e validado, existe também um peso de Akaike (w_i) (Burnham; Anderson, 2004), o qual é considerado não parcimonioso quando o valor é menor que 0.9. Uma vez não encontrados modelos parcimoniosos, procedeu-se com a inferência multi-modelo assumindo intervalos de confiança de 95% e a inclusão de todos os modelos até o somatório de peso de Akaike (w_i) atingir o valor de 0,95 (Burnham; Anderson, 2004), por meio da função *model.avg* pacote MuMIn (Barton, 2018). O modelo médio (*model-average*), resultante da inferência multi-modelo, usa a média dos melhores modelos e determina, a partir de seus coeficientes, o erro-padrão, a direção e magnitude da importância de cada variável ambiental preditora dos melhores modelos (Burnham; Anderson, 2004; Grueber et al., 2011).

5. RESULTADOS

Os resultados mostraram que todas as variáveis ambientais analisadas como vias e vetores de introdução e propagação de EEI puderam integrar os GLM globais, devido a ausência de multicolinearidade ($VIF < 5$ e correlação de Spearman < 0.6). Na figura 4, é possível visualizar que os dois componentes da PCA já explicam 64,3% da variação dos dados, sendo a componente 1 (eixo vertical do gráfico) representando 45,1% e a componente 2 (eixo horizontal do gráfico) representando 19,2% do poder de explicação das variáveis explicativas.

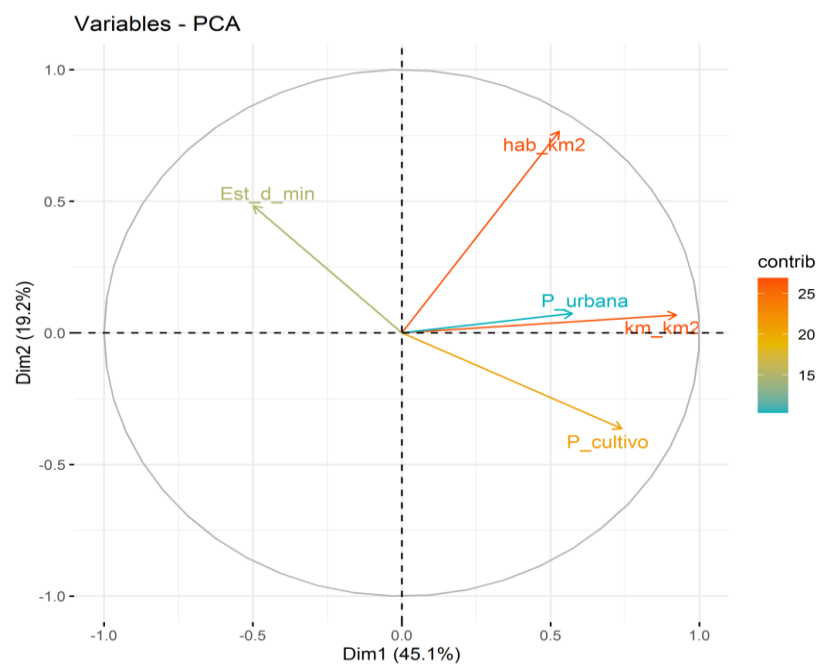


Figura 4. Variáveis e componentes da PCA que explicam a porcentagem da variação de dados, em relação aos componentes 1 e 2.

Fonte: Compilado do Autor.

Além disso, percebeu-se que as variáveis que mais contribuem para a variação dos dados são densidade de estradas, cobertura de áreas cultivadas e a densidade populacional humana, e as que menos contribuem para os componentes 1 e 2 são a distância de estradas e cobertura de infraestrutura urbana. A figura 5 a seguir, retrata a afirmação do período anterior, sendo as componentes 1, 2, 3, 4 e 5 (intrínsecas ao teste de PCA e de existência de correlação, cada uma com as referidas variáveis explicativas utilizadas e escolhidas como preditoras no presente estudo) expostas com suas respectivas porcentagens de explicação sobre as variáveis

explicativas.

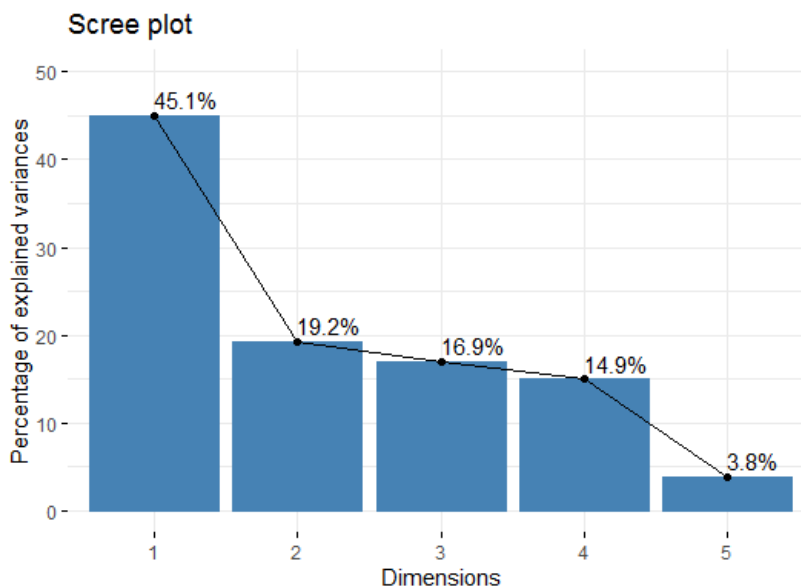


Figura 5. Quantitativo de porcentagem de contribuição das variáveis predictoras e explicativas dos modelos globais, em relação à variação de dados.

Fonte: Compilação do Autor.

Os resultados da PCA corroboraram parcialmente com aqueles encontrados na comparação entre os modelos 1, 2 e nulo. Isto é, o modelo 2 apresentou o menor AICc e maior poder de explicação (80%) quando comparado aos outros modelos (tabela 1).

Tabela 1. Valores comparativos entre os dois modelos globais propostos, incluindo o modelo nulo. A sigla AICc refere-se ao critério de informação Akaike corrigido.

Modelo	AICc	R2 Nagelkerke	Pontuação de performance
Modelo 2	652.63	0.31	80.00%
Modelo 1	663.44	0.20	29.28%
Modelo nulo	674.60	0.00	20.93%

Fonte: Compilado do Autor

Em seguida, os resultados da seleção de modelos, a partir do modelo 2 e a função *dredge*, mostrou a ausência de modelos com peso de Akaike (w_i) $> 0,9$ (tabela 2), portanto não sendo parcimoniosos (Burnham; Anderson, 2004). Assim, procedeu-se com a inferência multi-modelo e foram encontrados dezesseis modelos que melhor explicam a influência dos vetores de introdução e propagação sobre a riqueza espécies exóticas invasoras da flora e fauna terrestre ($w_i < 0.95$). Dentre eles, o modelo com o peso Akaike mais alto ($w_i=0.263$) e menor valor de AICc pode ser considerado o melhor modelo, sendo ele destacado em amarelo abaixo na tabela 2.

Tabela 2. Seleção ranqueada dos 16 melhores modelos que explicam a influência das vias e vetores de introdução e propagação sobre a riqueza de espécies exóticas invasoras da flora e fauna terrestre em 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral do Brasil.

Modelos	Intercepto	Densidade de estradas	Densidade e pop. Humana	Cob. de áreas cultivadas	Cob. de infraestrutura urbana	Gráus de liberdade	Máxima Verossimilhança	AICc	$\Delta AICc$	W_i
3	0		0.8136			3	-294.090	594.4	0.00	0.263
4	0	0.1750	0.5592			4	-293.301	594.9	0.55	0.199
8	0	0.2024	0.2861	0.14750		5	-292.664	595.8	1.45	0.128
7	0		0.5118	0.09587		4	-293.833	596.0	1.62	0.117
11	0		0.7004		0.04759	4	-294.018	596.4	1.99	0.097
12	0	0.1686	0.5189		0.03018	5	-293.273	597.0	2.66	0.069
16	0	0.1978	0.2815	0.14580	0.01265	6	-292.659	598.0	3.64	0.043
15	0		0.4780	0.09218	0.03945	5	-293.783	598.1	3.68	0.042
6	0	0.4572		0.49930		4	-295.167	598.7	4.29	0.031
14	0	0.4240		0.46640	0.03378	5	-295.132	600.8	6.38	0.011
2	0	0.5871				3	-300.274	606.7	12.37	0.001
10	0	0.5057			0.12460	4	-299.862	608.0	13.68	0.000
5	0			0.63800		3	-301.812	609.8	15.44	0.000
13	0			0.56630	0.10660	4	-301.482	611.3	16.92	0.000
1	0					2	-308.194	620.5	26.11	0.000
9	0				0.20200	3	-307.249	620.7	26.32	0.000

Fonte: Compilação do Autor

No modelo médio, obtido a partir dos 16 modelos mostrados na tabela 2, foi possível observar que a única variável que apresentou importância relativa para a riqueza de espécies exóticas invasoras da flora e fauna terrestre em UC de Proteção Integral federais e que é estatisticamente significativa foi a densidade de estradas ($\Sigma w_i=1.0$) (tabela 3). As demais variáveis, baseando-se em seus coeficientes médios, remetem incerteza com relação a variável resposta de riqueza de espécies exóticas invasoras da flora e fauna terrestre, portanto, sendo consideradas sem efeito significativo e não influentes sobre a variável resposta. Portanto, densidade populacional humana, cobertura de áreas cultivadas e cobertura de infraestrutura urbana não foram incluídas no modelo médio.

Tabela 3. Fatores que explicam a riqueza de espécies exóticas invasoras da flora e fauna terrestre em 138 Unidades de Conservação de Proteção Integral federais do Brasil. Os coeficientes médios, erros- padrão, soma de pesos Akaike (Σw_i) e valor p. são resultantes da análise de inferência multi modelo (distribuição binomial negativa).

Variáveis	Coefficientes médios	Erro-padrão	valor de p	IC 95%	Σw_i
(Intercepto)	0.1150	0.2348	0.3126	(- 0.3452 – 0.5752)	-
Densidade de estradas	14.1810	4.1354	0.0004	(6.0756 – 22.2863)	1
Densidade populacional humana	0.0064	0.0044	0.0746	(- 0.0022 – 0.0151)	0.48
Cobertura de áreas cultivadas	0.0079	0.0084	0.1750	(-0.0086 - 0.0243)	0.31
Cobertura de infraestrutura urbana	0.1016	0.3760	0.3938	(-0.6353 - 0.8384)	0.23

Fonte: Compilação do Autor

Na figura 6, é possível observar as variáveis que apresentam importância relativa e a magnitude do efeito sobre a variável resposta riqueza de EEI. Ou seja, **quanto maior a densidade de estradas, maior a riqueza de EEI presente** nas UC de Proteção Integral federais. Essa constatação ficou mais evidente na figura 7 ao verificar que aos 0,10 km por km², a riqueza de EEI chega a quintuplicar seu valor no interior das UC de proteção integral.

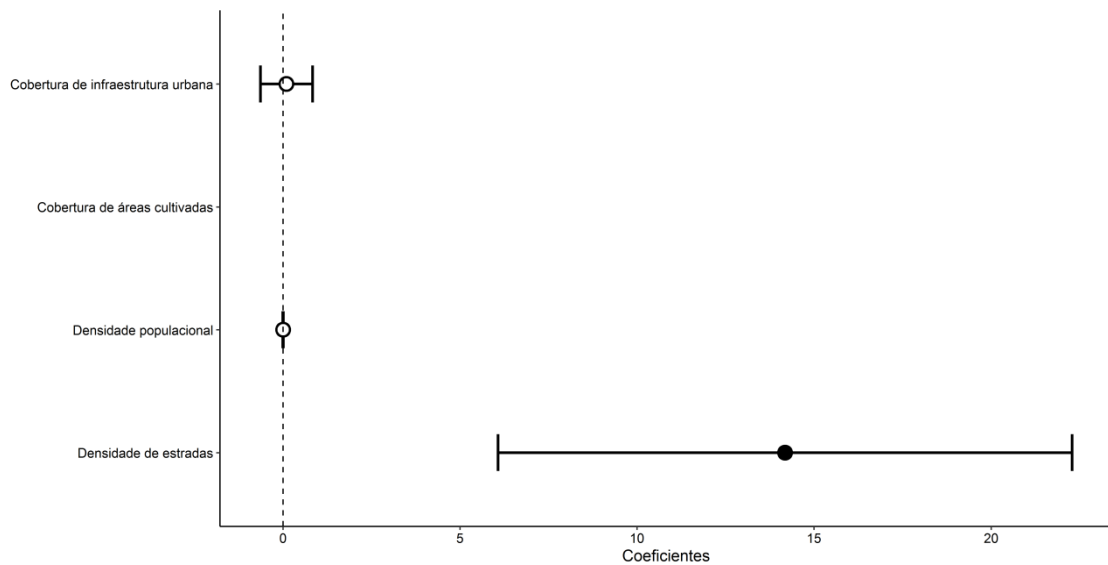


Figura 6. Representação de importância relativa de cada variável extraída de análises e observações do modelo médio da inferência multi-modelo.

Fonte: Compilação do autor.

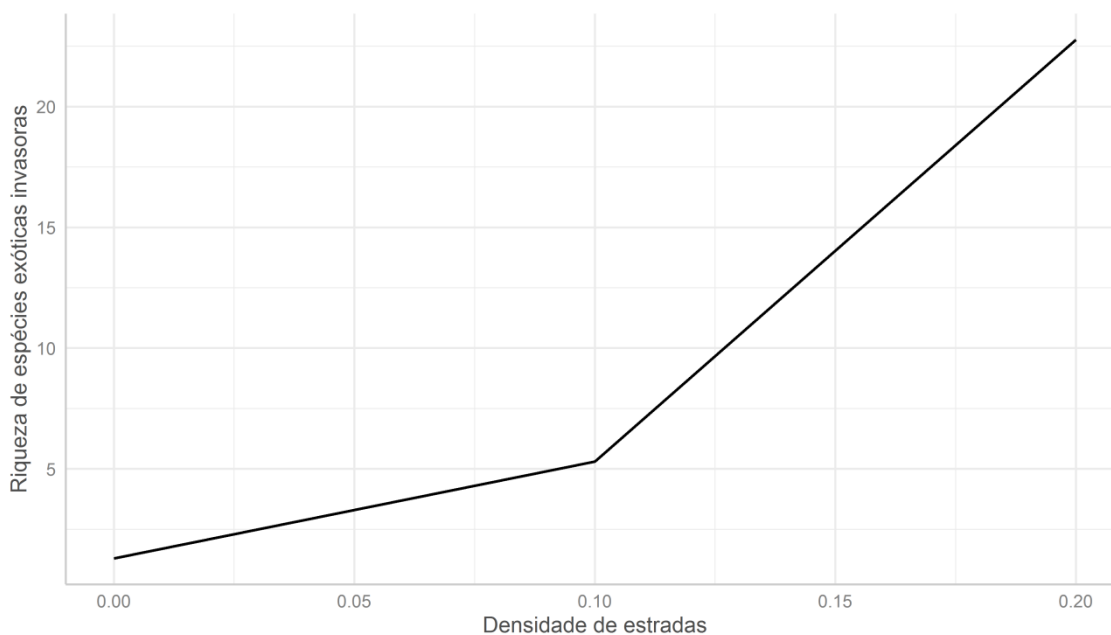


Figura 7. Representação do efeito da variável densidade de estradas sobre riqueza de EEI da flora e fauna terrestre em Unidades de Conservação de Proteção Integral federais terrestres do Brasil.

Fonte: Compilado do Autor.

6. DISCUSSÃO

Nosso trabalho mostrou que a densidade de estradas apresentou maior importância relativa sobre a riqueza de EEI da flora e da fauna terrestres em UC de proteção integral federais, ou seja, a não-rejeição da hipótese nula. Esses mesmos resultados também foram encontrados por Foxcroft et al. (2010) no Parque Nacional Kruger, na África do Sul, onde os valores altos de densidade de estradas foram fortemente associados ao aumento no número de registros de espécies exóticas de plantas na área protegida. Além disso, alta densidade de estradas encontrada em um raio de 10 km a partir dos limites do parque nacional está intimamente correlacionada com a elevada riqueza de EEI de plantas em sua circunvizinhança, mostrando que as estradas são facilitadoras da invasão ao promoverem a disseminação e dispersão de espécies exóticas para dentro de ecossistemas naturais (Foxcroft et al., 2010).

As estradas não atuam somente como corredores de dispersão, mas também como habitats favoráveis para colonização de EEI como é mostrado no estudo de Pauchard (2004), nos parques nacionais de Villarrica e Huerquehue, localizados na porção andina do centro-sul do Chile. O trabalho encontrou 39 EEI da flora em estradas no interior dos parques e 61 nas

estradas externas. Nesse sentido, as margens das estradas são os primeiros elementos da paisagem a serem colonizados por espécies exóticas da flora terrestre e, portanto, podem indicar grande potencial de invasão dentro e nos arredores de áreas protegidas.

De forma geral, as estradas afetam negativamente os ecossistemas naturais modificando o arranjo espacial e estrutura da paisagem; processos ecológicos; a conformação da vegetação; o comportamento da fauna, entre outros efeitos (Espartosa, 2009; Beiroz et al., 2014). Quanto à paisagem, pode-se dizer que o efeito imediato e em longo prazo da presença de estradas é a fragmentação de habitats, sendo que quanto maior a densidade de estradas, mais fragmentado pode ser considerada a paisagem de estudo (Forman et al., 2003; de Sousa et al., 2009; Beiroz et al., 2014). Associado a fragmentação de habitats pelas estradas, tem-se a perda de conectividade funcional e estrutural da paisagem assim como o aumento do efeito de borda (Espartosa, 2009; Beiroz et al., 2014). A partir do estudo de Beiroz et al. (2014), pode-se observar que o efeito de borda promovido pelas estradas foi o principal causador e intensificador do padrão espacial de paisagem, principalmente devido ao elevado número de espécies exóticas encontradas ao longo das estradas (25% das 77 espécies inventariadas foram classificadas como exóticas) no Parque Nacional da Tijuca (RJ/Brasil).

As estradas também afetam o comportamento da fauna, como foi afirmado no estudo de Espartosa (2009), onde mamíferos de grande porte deslocam-se frequentemente entre as manchas de habitats em paisagens com processos estabelecidos de fragmentação do bioma da Mata Atlântica. As estradas e o tráfego de veículos são capazes de aumentar exponencialmente o número de atropelamentos de animais assim como interferem intensamente na permanência de suas populações com as alterações ambientais (ex. distúrbios sonoros, luzes e poluição); e redução do movimento das espécies nativas, reduzindo a conectividade funcional e a biodiversidade no ecossistema (Forman et al., 2003; Espartosa, 2009).

Algumas espécies da fauna têm em comum um comportamento de evitar as estradas segundo estudo de Sousa et al. (2009). Esse processo acarreta diversas consequências para o respectivo ecossistema, como a redução da conectividade da paisagem e a capacidade de facilitação dos fluxos biológicos e gênicos por parte dessas paisagens com presença de estradas (Taylor et al., 1993; McGregor et al., 2008; de Sousa et al., 2009). Isto significa que a proximidade de estradas em relação aos fragmentos de habitats pode modificar a riqueza e composição de espécies da flora e da fauna de um ecossistema natural, consequentemente reduzindo a biodiversidade e aumentando as chances de colonização por EEI (de Sousa et al.,

2009).

Os impactos da densidade de estradas na introdução e propagação de EEI podem ser observadas espacialmente na figura 8, onde a abundante concentração das estradas em todo o território nacional demonstra todo seu potencial risco de invasão biológica. A partir dos fluxos de propágulos, transporte de animais e da presença de estradas nos arredores e, até mesmo, no interior das UC's de Proteção Integral, o processo de introdução e dispersão de EEI se encontra bastante facilitado (Forman et al., 2003; Pauchard, 2004; Spear et al., 2013).

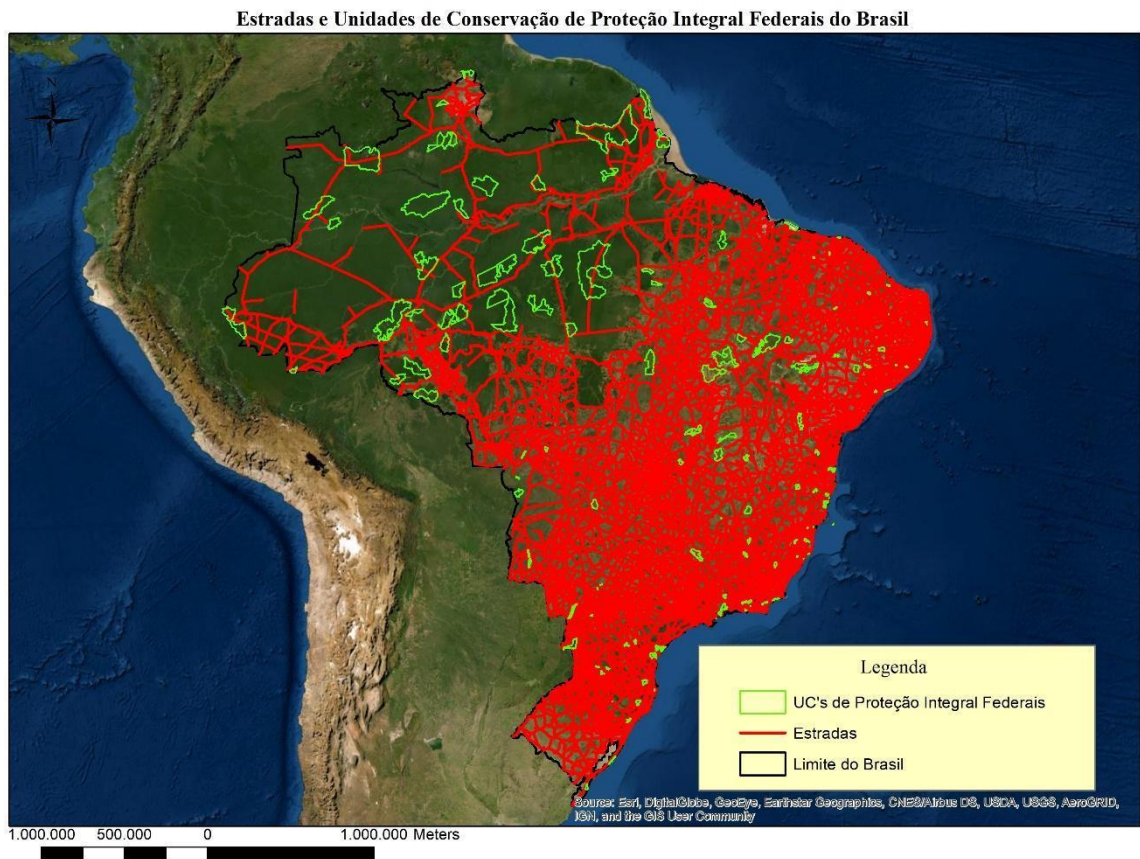


Figura 8. Estradas e Unidades de Conservação Federais do Brasil.

Fonte: Compilado do Autor.

Também, de acordo com estudo de Espartosa (2009), o crescente estabelecimento e criação de novas estradas, principalmente de estradas asfaltadas, atraem comunidades humanas com seus animais domésticos (ex. *Cannis familiaris* e *Felis catus*) para as margens das estradas, ocasionando no aumento drástico do processo de desmatamento e de exploração

exacerbada e descontrolada dos recursos naturais.

A figura 9 demonstra os resultados e as discussões, em escala geoespacial, dos estudos de Forman et al. (2003), de Pauchard (2004), de Sousa et al. (2009), Espartosa (2009), Foxcroft et al. (2010), Beiroz et al. (2014), onde as zonas de influência representadas pelos *buffers* de 50 km das UC's de Proteção Integral federais do Brasil tem como objetivo representar o efeito e as consequências das vias e dos vetores de introdução e propagação de EEI. Observando a figura abaixo, claramente é possível observar a interferência física das estradas nos arredores e no interior dessas áreas protegidas, corroborando com os estudos desses autores.

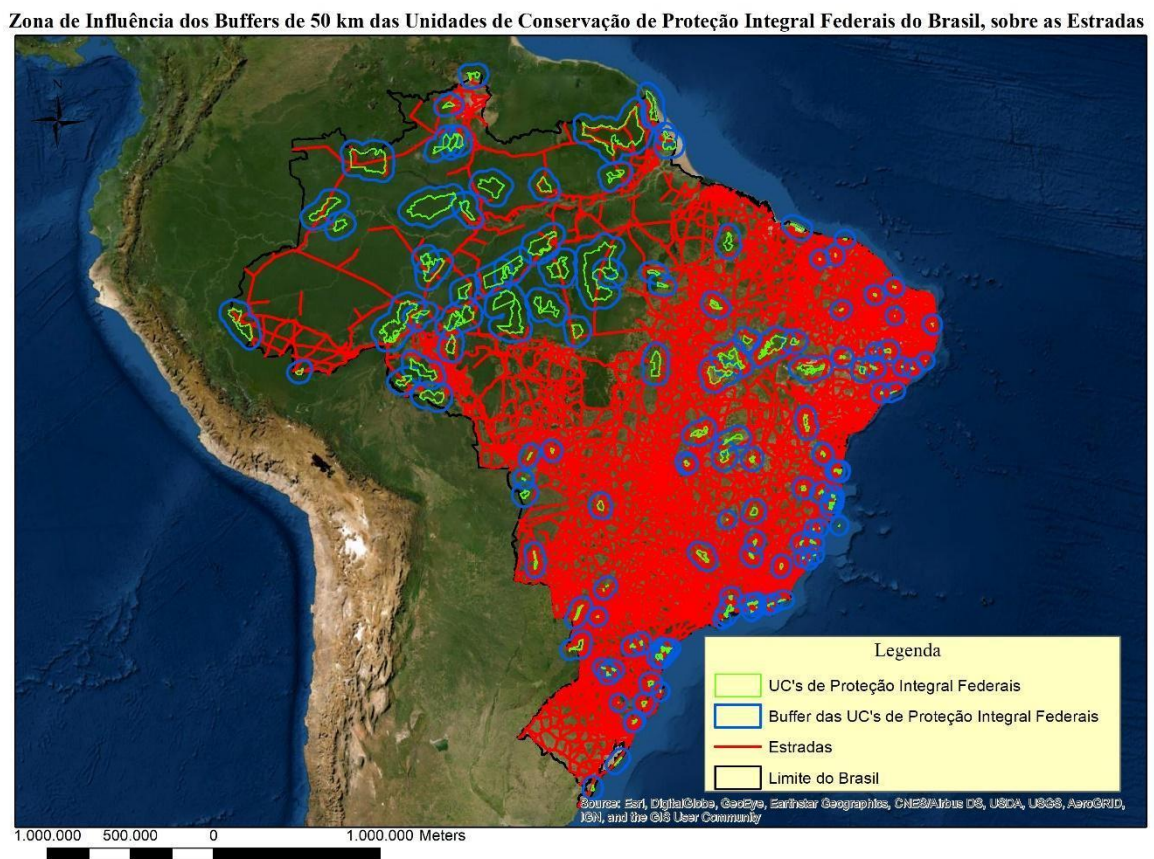


Figura 9. Zonas de Influência das Unidades de Conservação Federais do Brasil, a partir de Buffers de 50 km, sobre as Estradas.

Fonte: Compilação do Autor.

Embora as demais variáveis predictoras não foram estatisticamente significativas na inferência multi-modelo, todas elas são reconhecidas como vetores e vias de introdução e propagação de EEI em diversos estudos de flora e fauna exótica invasora no mundo (Foxcroft

et al., 2010; Spear et al., 2013; Beiroz et al., 2014). No estudo de Spear et al. (2013), por exemplo, a densidade populacional humana foi um forte preditor para riqueza de EEI ao redor de áreas protegidas. Áreas protegidas que possuem em seus arredores e/ou em seu interior infraestruturas urbanas, é perceptível a relação do alto quantitativo populacional humano e alta riqueza de espécies exóticas. Isto retrata o fato dessas áreas protegidas estarem expostas a processos contínuos de invasões biológicas da flora e da fauna terrestre, mantendo-se uma elevada pressão de colonização por novas espécies exóticas em sua circunvizinhança (Spear et al., 2013).

Portanto, as possíveis medidas que podem ser adotadas para contribuir com a preservação e conservação de espécies nativas e consequente mitigação de possíveis impactos inerentes às estradas são: (i) controle populacional de espécies exóticas (captura e eliminação); (ii) e retirada de EEI de vias públicas e estradas (principal meio de dispersão de EEI) (Vilela et al., 2014). Essa informação nos traz a importância de elaborar estratégias de planejamento territorial e de manejo em UC a fim de evitar os efeitos diretos e indiretos causados por estradas à biodiversidade nativa.

7. CONCLUSÕES

Concluiu-se, no presente estudo, que a via de introdução e propagação de EEI de densidade de estradas foi a única variável que apresentou importância relativa no modelo estatístico utilizado e que ocasiona efeitos na riqueza de EEI da flora e da fauna terrestre, tanto nos arredores como no interior de UC's de Proteção Integral federais do Brasil. Portanto, sendo considerado um eficiente preditor para invasão biológica em UC de proteção integral. Tal afirmação justifica-se principalmente pelo fato das estradas potencialmente alterarem e modificarem o arranjo espacial e a estrutura da paisagem, diminuindo a conectividade funcional e estrutural, aumentando o efeito de borda facilitando a dispersão de propágulos de EEI.

Isto é, uma vez reconhecida como ameaça às áreas protegidas, emerge-se a necessidade de se considerar as estradas no plano de criação das UC's de Proteção Integral e na definição de áreas prioritárias de conservação, tornando-as distantes dos distúrbios e efeitos provocados pelas estradas, a fim de se evitar a introdução e estabelecimento de espécies exóticas, e consequentemente evitar a redução e perda da diversidade de espécies nativas no interior dessas

reservas naturais. Para aquelas já existentes, é necessário medidas preventivas para o controle e manejo de EEI em sua circunvizinhança. Como exemplo, pode-se citar estratégias para detecção precoce por meio de sistemas de alerta, pois uma vez que a EEI são detectadas será necessária uma gestão efetiva da UC para resposta rápida no manejo dessas espécies.

Não obstante, os resultados aqui expostos não deixam de mostrar a necessidade de se realizar estudos, ações de monitoramento e programas de manejo que considerem áreas com cultivo agrícola, infraestrutura urbana e/ou com locais com alta densidade populacional humana, a fim de se evitar o transporte involuntário e o tráfico de animais e plantas ornamentais, os quais são exemplos claros de introdução de espécies exóticas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barton, K. Multi-Model Inference. R package version 1.40.4. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

Beiroz et al. Efeitos de Borda em um trecho de Mata Atlântica, Parque Nacional da Tijuca, Rio De Janeiro, Brasil: Composição e Estrutura Física da Vegetação até os dez primeiros metros e invasão de exóticas, 2014.

Bellard, C. et al. Major drivers of invasion risks throughout the world. **Ecosphere**, v. 7, n. 3, p. 1–14, 2016.

Blackburn, T. M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in ecology & evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.

Bolker, B. M. Ecological Models and Data in R. [s.l.] Princeton University Press, 2008. v. 25

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006.

Burnham, K. P.; Anderson, D. R. Model Selection and Multimodel Inference. New York,

NY: Springer New York, 2004. v. 172

Catford, J. A. et al. Quantifying levels of biological invasion: Towards the objective classification of invaded and invulnerable ecosystems. *Global Change Biology*, v. 18, n. 1, p. 44–62, 2012.

CDB Decisão VI/23, s.d. <http://www.biodiv.org/decisions/default.aspx?dec=VI/23>. Acesso em 10/05/2020.

CONABIO, MMA. Resolução CONABIO nº 5 de 21 de outubro de 2009. 2009.

Dawson, W. et al. Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology and Evolution*, v. 1, p. 1–10, 2017.

De Moraes Sarmento et al. Interferência humana no estabelecimento e distribuição de *Furcraea foetida* (L.) Haw (Agavaceae) na Praia Mole, Ilha de Santa Catarina, Brasil: uma interface entre etnobotânica e espécies exóticas invasoras. *Biodiversidade Brasileira*, n. 2, p. 175-191, 2014.

De Sá Dechoum, Michele. Espécies exóticas invasoras: o contexto internacional e a construção de políticas públicas e de estratégias nacionais. *Mata Ciliar*, p. 4, 2010.

De Sousa, Cláudia Orsini Machado et al. **O papel das estradas na conservação da vegetação nativa no Estado de São Paulo.** 2009.

Diegues, Antônio Carlos. Os saberes tradicionais e a biodiversidade no Brasil. 2000.

EPL - Empresa De Planejamento E Logística. Geológica: Download. Brasil. 2020.

Espartosa, Karina Dias. Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Essl, Franz, et al. Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global change biology*, 2020, vol. 26, no 9, p. 4880-4893.

Essl, F. et al. Drivers of the relative richness of naturalized and invasive plant species on Earth. *AoB PLANTS*, v. 11, n. 5, p. 1–13, 2019.

Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J.A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V.H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T.; Winter, T. C. **Road Ecology: Science and Solutions**. Island Press: Washington D. C, 2003.

Foxcroft, L. C. et al. Protected-Area Boundaries as Filters of Plant Invasions. *Conservation Biology*, v. 25, n. 2, p. 400–405, dez. 2010.

Fuentes, N. et al. Climatic and socio-economic factors determine the level of invasion by alien plants in Chile. *Plant Ecology and Diversity*, v. 8, n. 3, p. 371–377, 2015.

Galipaud, Matthias; Gillingham, Mark AF; Dechaume-Moncharmont, François-Xavier. A farewell to the sum of Akaike weights: The benefits of alternative metrics for variable importance estimations in model selection. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 8, n. 12, p. 1668-1678, 2017.

Grueber, C. E. et al. Multimodel inference in ecology and evolution: Challenges and solutions. *Journal of Evolutionary Biology*, v. 24, n. 4, p. 699–711, 2011.

Hegel, Carla Grasiela Zanin; Marini, Miguel Ângelo. Impact of the wild boar, *Sus scrofa*, on a fragment of Brazilian Atlantic Forest. *Neotropical Biology and Conservation*, v. 8, n. 1, p. 17-24, 2013.

Henry-Silva, Gustavo Gonzaga. A importância das unidades de conservação na preservação da diversidade biológica. *Revista Logos*, v. 12, p. 127-151, 2005.

<https://G1.Globo.Com/Natureza/Desafio-Natureza/Noticia/2019/04/23/20percent-Das-Especies-Exoticas-Invasoras-No-Brasil-Estao-Em-Sc-E-Causam-Prejuizos-Para-Natureza-E-Economia.Ghtml>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Geociências. Downloads. Brasil. 2013.

Júnior, José Edimar Vieira Costa, Cláudia de Oliveira Gonçalves Nogueira, and Luís Antônio Borges Coimbra. "Impacto Ambiental Em Unidades De Conservação Ocasinado Por Espécies Exóticas." Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista. 2013.

Leão, T. C., Almeida, W. R., Dechoum, M. D. E. S., & Ziller, S. R. 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, p. 33, 2011

Lockwood, J. L.; Cassey, P.; Blackburn, T. M. The more you introduce the more you get: The role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. **Diversity and Distributions**, v. 15, n. 5, p. 904–910, 2009.

MAPBIOMAS - Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil - Coleção 4.0 - Mapas e Dados: Cobertura e Uso do Solo. Brasil. 2019.

Martins, J. et al. A multi-scale modelling framework to guide management of plant invasions in a transboundary context. **Forest Ecosystems**, v. 3, n. 1, 2016.

Ministério da Infraestrutura. Mapas e Bases dos Modos de Transportes. Brasil. 2017.

Resolução **CONABIO** nº 05, de 21 de outubro de 2009 - Estratégia Nacional sobre Espécie Exóticas Invasoras.

Sampaio, Alexandre Bonesso et al. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade*, n. 2, p. 32-49, 2014.

Silva, Rafaela Guimarães, et al. Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas. *Biological Invasions*, 2020, vol. 22, no 10, p. 3083-3099.

Spear et al. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, v. 159, p. 137-147, 2013.

Srivastava, V.; Lafond, V.; Griess, V. C. Species distribution models (SDM): Applications, benefits and challenges in invasive species management. **CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**, v. 14, n. April, 2019.

Stricker, K. B.; Hagan, D.; Flory, S. L. Improving methods to evaluate the impacts of plant invasions: lessons from 40 years of research. **AoB PLANTS**, v. 7, n. 0, p. plv028–plv028, 2015.

Vicente, J. et al. What drives invasibility? A multi-model inference test and spatial modelling of alien plant species richness patterns in northern Portugal. **Ecography**, v. 33, n. 6, p. 1081–1092, 2010.

Vilela, Ana Luiza Oliveira; Lamim-Guedes, Valdir. Cães Domésticos em Unidades de Conservação: Impactos e Controle. **Holos Environment**, V. 14, N. 2, P. 198-210, 2014.

Vitule et al. Revisiting the potential conservation value of non-native species. *Conservation biology*, 2012, vol. 26, no 6, p. 1153-1155.

Westbrooks, Randy G. et al. Invasive plants: changing the landscape of America. 1998.

Zalba, Sergio Martín. Controle de espécies exóticas invasoras em áreas protegidas naturais: aprender fazendo. 2010.

Zanin, Roberto. Aspectos da introdução das espécies exóticas: o capim-gordura e a braquiária no Parque Nacional de Brasília. 2009.

Zenni, Rafael Dudeque; De Sá Dechoum, Michele; Ziller, Sílvia Renate. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas*, v. 29, n. 1, p. 133-153, 2016.

Zitler, Sílvia Renate. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **2001.**