



HUGO HENRIQUE MARQUES DA ROSA

**PATTERNS OF NATIVE AND ALIEN PLANT SPECIES
DISTRIBUTION ALONG ROADS AND TRAILS ON AN
ALTITUDINAL GRADIENT OF A TROPICAL MOUNTAIN
FOREST**

LAVRAS – MG

2020

HUGO HENRIQUE MARQUES DA ROSA

**PATTERNS OF NATIVE AND ALIEN PLANT SPECIES DISTRIBUTION ALONG
ROADS AND TRAILS ON AN ALTITUDINAL GRADIENT OF A TROPICAL
MOUNTAIN FOREST**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof Dr Rafael Dudeque Zenni

Orientador

LAVRAS – MG

2020

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Rosa, Hugo Henrique Marques da.

Patterns of Native and Aline Plant Species Distribution Along
Roads and Trails on an Altitudinal Gradient of a Tropical Mountain
Forest / Hugo Henrique Marques da Rosa. - 2020.

60 p. : il.

Orientador(a): Rafael Dudeque Zenni.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2020.

Bibliografia.

1. Espécies exóticas. 2. Padrão de distribuição de espécies. 3.
Parque Nacional de Itatiaia. I. Zenni, Rafael Dudeque. II. Título.

HUGO HENRIQUE MARQUES DA ROSA

**PATTERNS OF NATIVE AND ALIEN PLANT SPECIES DISTRIBUTION
ALONG ROADS AND TRAILS ON AN ALTITUDINAL GRADIENT OF A
TROPICAL MOUNTAIN FOREST**

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE PLANTAS NATIVAS E
EXÓTICAS AO LONGO DE ESTRADAS E TRILHAS EM UM GRADIENTE
ALTITUDINAL EM FLORESTA DE MONTANHA TROPICAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Aprovado em 10 de julho de 2020

Dr. Julio Neil Cassa Louzada UFLA

Dr^a. Michele de Sá Dechoum UFSC

Prof Dr Rafael Dudeque Zenni

Orientador

LAVRAS – MG

2020

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada pela oportunidade.

Ao Professor Rafael D. Zenni pela oportunidade, pelos conselhos e orientação.

Ao Laboratório Ecologia de Invasões e Conservação da Biodiversidade e seus membros Bia, Carol, Gustavo, Jonathan, Karla, Marcos, Marina, Matheus e Rapha pelas discussões, cafés e companheirismo durante essa jornada.

Em especial à Rafa e a Bia que sempre me acompanharam nos trabalhos de campo ajudando e alegrando-os também, e ao Gustavo pela paciência e disponibilidade em ajudar com as análises.

Às minhas amigas e amigos (não vou nomear todes) que sempre estiveram ao meu lado ouvindo meus dramas, me aconselhando e apoiando, sou muito grato.

Ao Parque Nacional de Itatiaia, em especial ao Marcelinho e ao Léo, por todo o apoio e suporte para que pudéssemos desenvolver nossos trabalhos.

À RPPN Alto Montana, em especial ao Curuja e ao Paulinho, pelo suporte.

À Ellen por toda ajuda, esclarecimento de dúvidas e pela disponibilidade sempre.

À Professora Mariana Mansanares pela ajuda na identificação botânica e pelas conversas.

À Professora Letícia Vieira pela oportunidade de fazer o estágio docência, por todo aprendizado, cafés, carinho e pela amizade que construímos.

Ao Jardim Botânico do Rio de Janeiro e a Rafaela Forzza por me receberem.

À minha família, em especial minha mãe por sempre acreditar e me apoiar, e à minha irmã por todo o tempo que passamos distantes.

Um agradecimento especial à Máfia X Cheerleading e à UFLA Cheer, por terem ajudado na manutenção da minha sanidade e às amigas que construí nesses times.

À Cafeteria CafESAL pela oportunidade de voluntariado, aprendizado e amigas que se desenvolveram ali.

À Alexandra Elbakyan, criadora do Sci-Hub, por permitir o livre acesso a pesquisa científica.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

Ao CNPq pela bolsa e pelo financiamento do projeto. O presente trabalho foi realizado com o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). O financiamento do projeto foi através da Chamada CNPq/ICMBio/FAPs nº18/2017.

*“Every individual matters. Every individual has a role to play. Every individual makes a difference.”
Jane Goodall*

“The least I can do is speak out for those who cannot speak for themselves.” Jane Goodall

*“Se o homem é formado pelas circunstâncias, será necessário formar as circunstâncias humanamente.”
Karl Marx e Friedrich Engels*

RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar os padrões de distribuição da riqueza de espécies exóticas e nativas ao longo do gradiente altitudinal, a similaridade da comunidade das espécies exóticas no gradiente altitudinal e a resposta das espécies exóticas a distúrbios e a intensidade de uso público ao longo de estradas e trilhas em uma floresta tropical de montanha. O trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional de Itatiaia, localizada no bioma Floresta Atlântica, sudeste do Brasil. As espécies vegetais, herbáceas, ervas e gramíneas, foram registradas em 67 pontos de amostragem, distantes 500 m um do outro, com três parcelas cada, ao longo de quatro gradientes de elevação. Para testar se o padrão de riqueza entre espécies nativas e exóticas variam ao longo da elevação, usamos uma função quadrática em um modelo linear generalizado. A comunidade de espécies exóticas ao longo do gradiente foi analisada com uma PERMANOVA e uma análise de aninhamento. E a resposta das espécies exóticas aos distúrbios e à intensidade de uso foram avaliadas com o produto das variáveis resposta em um modelo linear generalizado com distribuição binomial negativa. Os padrões de riqueza de espécies nativas e exóticas diferiram com o aumento da altitude. As espécies nativas apresentaram um padrão unimodal, com uma maior riqueza de espécies a 1.750 m, enquanto as espécies exóticas apresentaram um padrão bimodal com maior riqueza abaixo de 1.000 m e acima de 2.000 m. A comunidade de espécies exóticas em altitudes mais elevadas não é uma subamostra da riqueza de espécies em altitudes mais baixas e não foi observado aninhamento. E os distúrbios e a intensidade de uso favorecem a ocorrência de espécies exóticas nas parcelas mais próximas às trilhas e estradas. O padrão de riqueza de espécies nativas pode estar associado às características ambientais do local, como áreas ecotonais, justificando o padrão unimodal. As espécies exóticas estão ocorrendo nas áreas mais visitadas do parque e com isso atingindo ambientes de altitudes mais elevadas. Além disso, a comunidade de espécies exóticas de alta altitude provavelmente é formada devido a filtros ecológicos, moldando uma comunidade específica. E os distúrbios ao longo das estradas e trilhas favorecem a ocorrência de um maior número de espécies exóticas.

Palavras-chave: Espécies exóticas de plantas. Altitude. Distúrbios antropogênicos. Ecossistema montanhosos. Áreas protegidas. Padrão de riqueza. Estradas. Trilhas. Floresta tropical. Uso público.

ABSTRACT

The aim of this work was to assess the distribution patterns of alien and native species richness along altitudinal gradient, the alien community similarity between higher and lower altitudes, and the response of alien species to disturbance and public use intensity along trails and roads in a tropical mountain forest. The work was done in the Itatiaia National Park, located in the Atlantic Forest biome, south-eastern Brazil. The plant species, herbaceous, herbs and grasses, were recorded in 67 sampling points, distancing 500 m from each other, with three plots each along four elevational gradients. To test if the richness pattern between native and alien species varied along the elevation, we used a quadratic function in a generalised linear model. The alien species communities along the gradient were analysed with a PERMANOVA and a nestedness analyses. And the alien species response to disturbance and public use intensity were assessed with the product of the response variables in a generalised linear model with negative binomial distribution. Native and alien species richness patterns differed with increasing elevation. Native species showed a hump-shaped pattern with species peaking around 1,750 m while alien species presented a bimodal pattern with higher richness below 1,000 m and above 2,000 m. The alien species community in higher elevations are not a subsample from lower elevations species pool and nestedness was not observed. And the disturbances and public use intensity favours the occurrence of alien species in plots closer to roads and trails. Native species richness pattern may be a response to local environmental characteristics as ecotonal areas. The alien species are occurring at the most visited areas of the park and are reaching high-elevation environments. The high-altitude alien species community are probably formed due to ecological filters acting from low to high altitudes, shaping an exclusive alien species community. In addition, plots proximity to roads and trails favours the occurrence of a higher number of alien species.

Keywords: Alien plant species. Altitude. Anthropogenic disturbances. Mountain ecosystem. Protected area. Richness pattern. Roads. Trails. Tropical forest. Public use.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	9
1 Introdução Geral	9
2 Referencial Teórico	14
2.1 <i>Espécies Exóticas</i>	14
2.2 <i>Espécies Exóticas e Altitude</i>	16
2.3 <i>Espécies Exóticas, Trilhas e Estradas e Uso Público</i>	18
REFERÊNCIAS	21
SEGUNDA PARTE – ARTIGO	31
Distributional Patterns of Alien Plant Species Along Roads and Trails on a Tropical Mountain Forest	31
Acknowledgements	31
Abstract	31
Introduction	32
Methods	34
Results	39
Discussion	43
References	47
CONCLUSÃO GERAL	58

PRIMEIRA PARTE

1 Introdução Geral

As espécies exóticas são consideradas hoje uma das principais causas de mudanças ambientais no mundo (SIMBERLOFF *et al.*, 2013; PYŠEK *et al.*, 2020). Elas ameaçam serviços ecossistêmicos, o bem-estar social e a diversidade biológica (FOXCROFT *et al.*, 2013). De acordo com o relatório da Plataforma Intergovernamental de Políticas Científicas sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos de 2019 (IPBES, sigla em inglês) as espécies exóticas invasoras estão entre as cinco maiores causas de perda de biodiversidade atualmente. Além de serem uma das principais causas de extinção de espécies nativas e do declínio populacional, também são capazes de alterar a estrutura das comunidades e funções ecossistêmicas, resultando em uma constante ameaça sobre à biodiversidade (PYŠEK *et al.*, 2017). Contudo, os impactos e ameaças de espécies exóticas não estão restritos apenas às áreas naturais não protegidas, áreas de conservação ambiental no mundo todo também têm sofrido com a presença de espécies exóticas (SAMPAIO E SCHIMDT, 2014). Devido à rápida mudança global e degradação ambiental, as áreas protegidas se tornaram cruciais na proteção de paisagens naturais, no fornecimento de serviços essenciais ao ecossistema e na preservação e conservação da biodiversidade (FOXCROFT *et al.*, 2017; WATSON *et al.*, 2014). Porém com um crescente número de espécies exóticas observado em áreas de proteção ambiental, essa ameaça tem se tornado uma grande preocupação para uma das maiores iniciativas de conservação do mundo (FOXCROFT *et al.*, 2013).

As áreas naturais protegidas são as principais fontes de conservação da biodiversidade. Elas são planejadas para a proteção de partes representativas do ambiente natural que asseguram a persistência da biodiversidade e de processos ecossistêmicos essenciais, para salvaguardar a natureza e elementos culturais, fornecer bens melhorando os meios de subsistência e promover o desenvolvimento sustentável (FOXCROFT *et al.*, 2013; IUCN, 2020). Sabendo que grande parte das áreas protegidas em parques e reservas ocorrem em altitudes mais elevadas, nos últimos anos, tem sido observado um foco maior nesses ambientes montanhosos, já que há muito tempo eles eram considerados relativamente resistentes a invasões por espécies exóticas devido a um maior isolamento e condições climáticas adversas (PAUCHARD *et al.*, 2009; TOMASETTO *et al.*, 2013). Porém, um crescente número de espécies exóticas tem sido observado em áreas naturais protegidas com elevadas altitudes e essa recente realidade traz

implicações profundas na conservação de áreas montanhosas (PAIARO *et al.*, 2011; RUNDEL E KEELEY, 2016).

Ecosistemas montanhosos tropicais são centros de biodiversidade e áreas de refúgio para animais e plantas em um mundo de aceleradas mudanças climáticas (MERCKX *et al.*, 2015; STEINBAUER *et al.*, 2018). As regiões montanhosas abrigam aproximadamente metade de todos os hotspots de biodiversidade existentes (MITTERMEIER *et al.*, 2011; MYERS *et al.*, 2000; QUINTERO E JETZ 2018) e abrigam uma rica diversidade étnica e cultural (SARUKHÁN *et al.*, 2005; WYMAN VON DACH *et al.*, 2016). Além do mais, ecossistemas montanhosos tropicais exercem funções como armazenagem de carbono, retenção de nutrientes, fornecimento de água, serviços de polinização e controle de pragas, que prestam serviços essenciais às sociedades humanas da escala local à global (CLASSEN *et al.*, 2014; HEMP 2005; KÖRNER 2004; SUNDQVIST *et al.*, 2013) e auxiliam na subsistência de milhares de pessoas localmente (FAO 2015; KÖRNER *et al.*, 2017). O aumento no tamanho populacional humano, a expansão e intensificação da agricultura e a exploração de recursos naturais representam significativas mudanças nos ambientes montanhosos tropicais. Os distúrbios e as modificações de habitats causados pelas mudanças no uso da terra substituem cada vez mais a vegetação natural ao longo de gradientes de elevação (NOGUÉS-BRAVO *et al.*, 2008). Apesar dos efeitos negativos documentados sobre a mudança no uso da terra sobre a biodiversidade global e sobre o funcionamento dos ecossistemas (NEWBOLD *et al.*, 2015), seus efeitos sobre os ecossistemas tropicais montanhosos são ainda pouco compreendidos devido a sobreposição do efeito da variação das condições climáticas ao longo do gradiente altitudinal (FERGER *et al.*, 2017; PAYNE *et al.*, 2017).

Nos sistemas montanhosos a riqueza e a composição de espécies vegetais exóticas seguem gradientes de interações, desde a escala global, com a dispersão das espécies, até a escala local, com a variação altitudinal e os distúrbios locais (OTTO *et al.*, 2014). Após sua chegada em uma nova área, condições climáticas e características do ambiente, somadas a características específicas das espécies relacionadas à dispersão e à capacidade competitiva, podem resultar em um conjunto específico de espécies exóticas que ocorrem em uma determinada área (PAIARO *et al.*, 2011). Essas condições são conhecidas como filtros ecológicos (ALEXANDER *et al.*, 2011). Esses filtros “permitem” que apenas espécies exóticas aptas e/ou pré-adaptadas sejam capazes de ocorrer em áreas com condições ambientais diferentes de seus ambientes nativos. E considerando que historicamente a introdução de espécies exóticas acontece primeiramente em áreas de baixas altitudes, as espécies que ocorrem

nos ambientes montanhosos são formadas por uma pequena fração do conjunto de espécies residentes das áreas mais baixas (ALEXANDER *et al.*, 2011). Logo, além de uma comunidade de espécies adaptadas a ambientes mais severos há também uma redução, com o aumento da altitude, no número de espécies exóticas em áreas montanhosas (MARINI *et al.*, 2013).

As áreas montanhosas também são destinos populares para o ecoturismo e recreação, com mais de 8 bilhões de visitantes anuais em áreas naturais protegidas ao redor do mundo (BARROS E PICKERING, 2017). O Ecoturismo é definido como “todas as formas de turismo baseadas na natureza na qual a principal motivação do turista é a observação e a apreciação da natureza e/ou de culturas tradicionais predominantes de áreas naturais” (WTO, 2020). Sendo a biodiversidade uma das principais atrações para o ecoturismo, há uma urgência em ferramentas para prevenir impactos ambientais negativos relacionados às atividades turísticas em áreas naturais protegidas (DENMAN E DENMAN, 2015; MARION *et al.*, 2016). Alguns dos principais impactos negativos relacionados com atividades turísticas nas áreas protegidas incluem mudanças no uso da terra, aumento das demandas por recursos naturais, poluição, criação de infraestrutura (CANTEIRO *et al.*, 2018) além da introdução de um maior número de espécies exóticas. Isso devido ao fato de que nem toda atividade turística realizada em áreas naturais protegidas gera uma preocupação de conservação no turista (GEFFROY *et al.*, 2015; PICKERING E HILL, 2007; ZHONG *et al.*, 2015). Assim, é importante entender os benefícios como também os impactos negativos que o turismo pode ter para o ambiente a fim de se desenvolver um manejo apropriado que corresponda com a meta de sustentabilidade a longo prazo (EAGLES *et al.*, 2002; JOB *et al.*, 2017).

Um elevado número de turistas associado a atividades antropogênicas pode promover a introdução, o estabelecimento e a persistência de espécies exóticas nas áreas naturais protegidas. Seja por causar distúrbios ambientais ou como fonte de propágulos, um maior número de espécies exóticas ocorrem em áreas com maior intensidade de uso (TAYLOR E IRWIN, 2004; CHYTRÝ *et al.*, 2008; PYŠEK *et al.*, 2010; DIMITRAKOPOULOS *et al.*, 2017; SPEARS *et al.*, 2013; IUCN, 2020). Essa influência pode ser expressa na facilitação da chegada de novas espécies exóticas e na manutenção de populações de espécies exóticas já existentes (VARDIEN *et al.*, 2012). Outro fator importante na introdução de espécies exóticas em áreas protegidas são trilhas e estradas (BARROS E PICKERING, 2017; POLLNAC *et al.*, 2012). Por serem o principal meio de acesso a essas áreas, as margens das trilhas e estradas são regularmente perturbadas por atividades humanas, proporcionando uma grande dispersão de espécies devido ao tráfego e à pressão de propágulo elevada e, portanto, são frequentemente

caracterizadas por conterem uma proporção elevada de espécies exóticas (OTTO *et al.*, 2014; DAR *et al.*, 2018). Essas áreas podem então ser caracterizadas como um reservatório de espécies exóticas, de onde elas se espalham para o interior de habitats conservados ou naturalmente perturbados (PAUCHARD E ALABACK, 2004). Dessa forma, o uso público de trilhas e estradas promovem a introdução e dispersão de espécies exóticas vegetais atuando como fonte de propagação e rotas para alcançar diferentes áreas (OTTO *et al.*, 2014).

Considerando nossa área de estudo, o Parque Nacional de Itatiaia é uma unidade de conservação de proteção integral inserido no bioma Floresta Atlântica, um dos mais ameaçados biomas brasileiros e considerado um hot-spot de biodiversidade, e recebe anualmente aproximadamente 100 mil visitantes (ICMBIO, 2014; MYERS *et al.*, 2000). Localizada em um ambiente heterogêneo, abrangendo regiões tropicais e subtropicais, com uma grande variação de altitude, temperatura e precipitação, a Floresta Atlântica foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, cobrindo originalmente aproximadamente 150 milhões de hectares (RIBEIRO *et al.*, 2009). Porém, depois de um longo período de degradação causado por desmatamento, urbanização, industrialização e expansão agrícola, a maior parte do bioma hoje está localizada em pequenas áreas de conservação isoladas umas das outras (RIBEIRO *et al.*, 2009; JOLY *et al.*, 2014). Contudo, acredita-se que a Floresta Atlântica abrigue entre 1-8% de todas as espécies da flora e fauna do mundo, e apesar de proteção legal, como a Lei nº11.428/2006, muitas ameaças ainda persistem, levando ao fato de que a maioria das espécies brasileiras ameaçadas de extinção são da Floresta Atlântica (BRASIL, 2006; MARTINELLI E MORAES, 2013; SILVA E CASTELETI, 2003).

No Brasil, espécies exóticas são mencionadas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação, Lei nº9.985/2000, e na Estratégia Nacional Sobre Espécies Exóticas Invasoras, elaborada em 2009 e atualizada em 2017 por meio da Resolução CONABIO nº 07, de 29 de maio de 2018. Nos documentos é recomendado a implementação de medidas para evitar a introdução e a disseminação de espécies exóticas, principalmente em áreas protegidas. Além da identificação de ameaças ao ecossistema impostas por essas espécies para que se possa reduzir os impactos causados pelas espécies exóticas no Brasil (BRASIL, 2000; MMA, 2017). Devido ao contexto de grande degradação ambiental da Floresta Atlântica, um aumento no número de espécies exóticas em áreas protegidas, um elevado número de espécies endêmicas e alto número de turistas o Parque Nacional de Itatiaia se faz uma área de fundamental importância para a conservação da biodiversidade no Brasil. Portanto, saber quais espécies exóticas ocorrem no Parque Nacional de Itatiaia, em que áreas do Parque estão presentes e seu padrão de distribuição

nas rotas de dispersão ao longo do gradiente altitudinal do Parque e sua relação com o uso público são de extrema importância para o desenvolvimento de medidas de manejo, controle e erradicação das espécies exóticas além de propor medidas de ajustes no plano de uso público do Parque pelos seus administradores.

2 Referencial Teórico

2.1 Espécies Exóticas

A atual época geológica em que vivemos é chamada de Antropoceno (CRUTZEN, 2006; STEFFEN *et al.*, 2011). Ela é caracterizada pela grande influência do ser-humano sobre o sistema natural, alterando estoques e emissões de gases além do balanço energético da superfície terrestre (CRUTZEN, 2002; STEFFEN *et al.*, 2007). Outra característica que define o Antropoceno é o transporte de espécies mediada por humanos para áreas além de seus limites biogeográficos naturais, com um elevado aumento na taxa com que as espécies exóticas colonizam novas áreas (RICCIARDI, 2007; KUEFFER, 2017). A presença de espécies exóticas atualmente está afetando todas as regiões do planeta simultaneamente e em frequências sem precedentes, com mais de 13.000 espécies de plantas estabelecidas além de suas áreas de ocorrência natural como resultado das atividades humanas (LOCKWOOD *et al.*, 2013; VAN KLEUNEN *et al.*, 2015). As espécies exóticas podem causar sérios problemas ecológicos e econômicos, e em escala global, as invasões por espécies exóticas estão entre os mais fortes agentes de mudanças ambientais (SALA *et al.*, 2000; EHRENFELD, 2010; FEI *et al.*, 2014; MURPHY e ROMANUK, 2014). Essas mudanças ambientais causadas pelas espécies exóticas podem interagir com as espécies nativas de maneiras diferentes, dependendo dos tipos de habitat e escalas espaciais, para influenciar o sucesso local das espécies exóticas. As espécies exóticas alteram as interações entre espécies, como a redução da visitação floral e a redução da transferência de pólen (DIETZSCH *et al.*, 2011), e o funcionamento do ecossistema, alterando o ciclo e o volume de água (FOXCROFT *et al.*, 2013), além de competirem por recursos, podendo resultar na perda de espécies nativas e na perda de serviços ecossistêmicos (MOONEY, 2005; WAVREK *et al.*, 2017).

O transporte e introdução de espécies em novas áreas ocorre há milhares de anos, primordialmente em decorrência da domesticação de animais e plantas pelos seres humanos (FOXCROFT *et al.*, 2013; ISSG, 2020). Contudo, foi a partir da publicação do livro de Elton em 1958, *The Ecology of Invasion by Animals and Plants* (Ecologia de Invasões por Animais e Plantas, tradução livre), que as espécies exóticas invasoras atraíram um maior interesse da comunidade científica. Apesar de no século XIX algumas espécies exóticas já terem sido citadas por Darwin e Wallace ocorrendo em algumas regiões do mundo. Dois exemplos são a invasão do cardo europeu (*Cynara cardunculus*) no Chile, observado por Darwin na sua viagem no

Beagle e outro é a distribuição ao redor do mundo, através do comércio marítimo, do rato da Noruega (*Rattus norvegicus*) reportado por Wallace (ELTON, 1958). No Brasil, as primeiras espécies exóticas invasoras que se tem registro são capins africanos e datam do começo do século XVIII (ZENNI e ZILLER, 2011). Um caso importante e de repercussão internacional foi a introdução do mosquito *Anopheles gambiae*, vetor da malária, no Nordeste no Brasil na década de 1940, seu controle e erradicação geraram esforços e investimentos nacional e internacional, caso explicitado no livro *Ecologia de Invasões por Animais e Plantas* de Elton (1958).

Ainda assim o número de pesquisas sobre espécies exóticas e invasões biológicas só se desenvolveu realmente a partir do programa internacional lançado pelo Comitê Científico pra Problemas Ambientais (SCOPE - Scientific Committee on Problems of the Environment) na década de 1980, onde foi proposto o desenvolvimento de estudos sobre a ecologia das invasões biológicas (SIMBERLOFF e RICCIARDI, 2020). Contudo, no Brasil foi apenas a partir de 2005, depois do primeiro Simpósio Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras elaborado pelo Ministério do Meio Ambiente, que o número de pesquisas envolvendo invasões biológicas cresceu (ZENNI *et al.*, 2016). Consequentemente, também se observou um crescimento no número de marcos legais legislando sobre espécies exóticas a partir de 2005 (ZENNI *et al.*, 2016).

Se tratando de invasões biológicas, apenas algumas espécies exóticas introduzidas pelos seres humanos em uma nova região se espalham rapidamente e atingem altas abundâncias. De acordo com o paradigma atual, essas espécies exóticas invasoras se beneficiam de uma história ecológica e evolutiva diferente da comunidade receptora (SAUL e JESCHKE, 2015). Essa longa história evolutiva não compartilhada entre espécies exóticas e o ambiente físico ao qual são introduzidas ajuda a explicar as maiores chances que essas espécies têm de perturbar os sistemas nativos aos quais são introduzidas (CATFORD *et al.*, 2009; SIMBERLOFF *et al.*, 2012). Porém, nem toda espécie exótica introduzida se torna invasora e causa problemas aos ecossistemas. Quando uma espécie é transportada pelo homem para uma nova área, o número de propágulos introduzidos e características genéticas da própria espécie podem ser fatores importante no processo de invasão, um elevado número de propágulos pode aumentar a chance de que pelo menos alguns indivíduos se desenvolvam na área, além de proporcionarem uma maior diversidade genética entre os indivíduos. Além dos fatores bióticos, como escape ou redução de inimigos e novas associações, e abióticos, como a similaridade climática entre as áreas de ocorrência nativa e de introdução e a disponibilidade de recursos impostos pela nova

área que podem beneficiar o sucesso de invasão (CATFORD *et al.*, 2009; ZENNI e NUÑEZ, 2013).

No processo de invasão biológica, estudiosos de ecologia de invasão, separam cada fase do processo de invasão de acordo com o tamanho populacional e a sua capacidade de dispersão para além da área de introdução. Espécies exóticas casuais são aquelas espécies que são transportadas da sua região de origem nativa pelos seres humanos para uma nova área. Esse transporte é a superação de uma barreira física (cadeia de montanhas, mar) e o primeiro passo para se iniciar o processo de invasão biológica. Essa espécie introduzida, pode ficar confinada a um cativeiro ou a uma área de cultivo ou pode ser liberada em um ambiente natural de forma intencional ou não. Essa espécie é considerada casual por não manter uma população autossustentável e por seus indivíduos não se dispersarem para além da área de introdução. Espécie exótica estabelecida/naturalizada são aquelas espécies que, após sua introdução em uma nova área, conseguem manter uma população autossustentável, superando a segunda barreira, que é a barreira da reprodução e estabelecimento. Condições do ambiente e da própria espécie beneficiam ou não a reprodução e a formação de uma população autossustentável. Essa população autossustentável é então considerada estabelecida na área onde foi introduzida. Espécie exótica invasora são aquelas onde os indivíduos são capazes de se dispersarem para áreas além do ponto inicial de introdução e formarem novas populações. Essa é a última barreira que uma espécie exótica tem que superar, a ambiental. A partir do momento em que indivíduos de uma população de espécie exótica estabelecida superam essa barreira e se dispersão, além da área de introdução, e estabelecem novas populações essa espécie se torna uma espécie exótica invasora. Entretanto, qualquer falha para superar uma das barreiras significa uma falha no processo de invasão biológica (BLACKBURN *et al.*, 2011, ZENNI e NUÑEZ, 2013). Em cada uma dessas fases, os seres humanos moldam as relações de causa e efeito, e distúrbios como mudanças no uso da terra, fragmentação florestal, densidade populacional humana, podem favorecer que uma espécie exótica se torne invasora, facilitando seu processo de dispersão e estabelecimento (VILÀ *et al.*, 2017).

2.2 *Espécies Exóticas e Altitude*

Aproximadamente 25% da superfície terrestre é coberta por montanhas, que hospedam pelo menos um terço da diversidade de espécies terrestres de plantas (BARTHLOTT *et al.*, 1996). Acredita-se que a relação entre a riqueza de espécies e a variação altitudinal seja inversamente proporcional, com o número de espécies declinando com o aumento da altitude

(RAHBEEK, 1995). Assim, baixas altitudes apresentariam maior riqueza de espécies. Porém, o declínio na riqueza de espécies com o aumento da altitude não é o único padrão existente. Também se observa um padrão onde a riqueza de espécies se mantém constante até certa altitude com um declínio acentuado posteriormente, e um onde há um aumento na riqueza de espécies até um ponto médio do gradiente altitudinal com posterior declínio, formando um pico na riqueza de espécies no meio do gradiente (RAHBEEK, 1995). Esses padrões de distribuição de espécies representam respostas para vários fatores ambientais que são frequentemente correlacionados, como forças históricas, geográficas, bióticas, abióticas e estocásticas (WILLING *et al.*, 2003). E considerando espécies exóticas, um fator que pode ter grande importância na formação do padrão de distribuição das espécies ao longo do gradiente altitudinal é o ponto de introdução delas no ambiente.

A partir do ponto de introdução as espécies se dispersam naturalmente ou por meio da ação humana (MCDOUGALL *et al.*, 2011a). Porém, no padrão de distribuição das espécies exóticas, a maioria dos estudos demonstram uma perda progressiva no número de espécies com o aumento da altitude (ARÉVALO *et al.*, 2005; DAR *et al.*, 2018; MCDOUGALL *et al.*, 2005; MUSTAQEEM AHMAD & SINGH, 2018; PAUCHARD e ALABACK, 2004; PAUCHARD *et al.*, 2009). Isso ocorre por conta de fatores ambientais que são considerados barreiras importantes para invasões de plantas, restringindo a expansão para altitudes mais elevadas na maioria das espécies exóticas, o que pode explicar a relação negativa entre o número de espécies exóticas e o aumento da altitude (ALEXANDER *et al.*, 2011; ALPERT *et al.*, 2000; PAUCHARD *et al.*, 2009). Contudo, o aumento das demandas eco-recreativas e agrícolas nos ecossistemas montanhosos, combinado com mudanças climáticas e ambientais, podem expor cada vez mais as áreas montanhosas às invasões biológicas (PAUCHARD *et al.*, 2016).

Alexander *et al.* (2011) sugerem que a maioria das espécies de plantas exóticas chegam primeiro nas baixas altitudes, isso devido ao fato de as invasões biológicas serem facilitadas pela dispersão de propágulos e distúrbios mediados pelos seres humanos e esses fatores ocorrerem com maior intensidade em áreas mais baixas (PAUCHARD *et al.*, 2009). Esses distúrbios expõem novas áreas à colonização por espécies além de poderem aumentar a disponibilidade de recursos. Somado ao fato de áreas mais elevadas apresentarem condições ambientais específicas e menor acessibilidade, elas se mantiveram caracterizadas até recentemente pela baixa densidade populacional e relativamente baixa influencia antrópica, apresentando baixo número de espécies exóticas (PAUCHARD *et al.*, 2016). Porém, evidências têm demonstrado que espécies exóticas estabelecidas há mais tempo atingem elevações mais

altas, o que tem sido interpretado como resultado de uma expansão da sua área de ocupação a longo prazo, possivelmente devido a adaptação local (BECKER *et al.*, 2005; HAIDER *et al.*, 2012). A maioria dessas espécies exóticas ocorrendo em altitudes elevadas são espécies generalistas, que ocorrem também em áreas baixas, que foram capazes de superar o filtro climático e muitas dessas espécies são comuns entre os continentes (ALEXANDER *et al.*, 2011; MCDOUGALL *et al.*, 2011b).

As atuais invasões por plantas nas montanhas ainda representam um sub-grupo das espécies que foram introduzidas pela primeira vez, por exemplo, pelos colonizadores e pela agricultura (SEIPEL *et al.*, 2012). Apenas algumas das espécies introduzidas conseguiram alcançar ambientes montanhosos. Outras espécies exóticas ainda podem estar em fase de latência nas áreas mais baixas, adaptando-se às condições dos ambientes montanhosos (CHABRERIE *et al.*, 2019; ROUGET *et al.*, 2016). As mudanças climáticas provavelmente aumentarão a suscetibilidade das áreas montanhosas às invasões. Em primeiro lugar, o aquecimento climático aliviará os filtros climáticos que atualmente restringem muitas espécies exóticas abundantes nas montanhas a elevações mais baixas. A segunda maneira pela qual as mudanças climáticas podem promover invasões é reduzindo a capacidade da vegetação montanhosa nativa, por redução de área e mudanças em condições climáticas, de resistir ao estabelecimento de espécies exóticas (ALEXANDER *et al.*, 2016; PETIPIERRE *et al.*, 2016). Um terceiro fator, que associado às mudanças climáticas pode facilitar e promover as invasões biológicas em áreas montanhosas é o aumento das atividades antrópicas nessas áreas, como a visitação. Um maior tráfego de automóveis e pessoas pode significar uma maior riqueza de espécies exóticas introduzidas além de uma maior pressão de propágulos em áreas mais elevadas, facilitando o processo de invasão (ANSONG E PICKERING, 2013; BARROS E PICKERING, 2017).

2.3 Espécies Exóticas, Trilhas e Estradas e Uso Público

Uma complexa rede de estradas e trilhas de lazer admitem o tráfego de visitantes em muitas áreas de turismo natural em todo o mundo. As construções desses meios de acessos são essenciais para o desenvolvimento do uso público dessas áreas, como o turismo recreativo, o desenvolvimento de pesquisas e ações de educação ambiental (VALLEJO, 2015). Contudo, elas atravessam a paisagem e fragmentam o habitat expondo as comunidades adjacentes a efeitos adversos (MURCIA, 1995). As estradas e trilhas, bem como seu uso e manutenção, podem interferir na vegetação causando distúrbios bióticos e abióticos, levando a uma modificação do

habitat e a facilitação de espécies exóticas que prosperam em áreas perturbadas (WOLF E CROFT, 2014). As margens das estradas geralmente oferecem excelentes oportunidades para o estabelecimento de espécies exóticas, porque perturbações frequentes como manutenção, poda e roçada, tornam recursos disponíveis (RAUSCHERT *et al.*, 2017). Além de facilitarem a invasão dessas áreas por espécies exóticas, os distúrbios antropogênicos decorrentes do uso público desses ambientes também assistem a dispersão dessas espécies e seu amplo estabelecimento nas áreas perturbadas (PADMANABA E SHEIL, 2014; SPEZIALE E EZCURRA, 2011). Devido ao seu papel na invasão de plantas, as estradas são locais importantes para examinar padrões de espécies exóticas e seu potencial de invasão a habitats naturais (TROMBULAK E FRISSELL, 2000).

Estudos demonstram uma associação entre a presença de espécies exóticas e a proximidade de estradas (DOSTÁLEK *et al.*, 2016; PAUCHARD E ALABACK, 2006). A riqueza de plantas exóticas tende a diminuir para longe das margens das estradas (ARÉVALO *et al.*, 2010) e esse padrão demonstrou ser exacerbado ao longo de um gradiente de altitude (SEIPEL *et al.*, 2012). A capacidade de uma planta exótica se espalhar para o habitat circundante, longe das margens, depende de vários fatores bióticos e abióticos. Isso inclui características do solo (WILLIANSO E HARRISON, 2002), quantidade de serapilheira (FOWLER, 1988), sombreamento (PARENDES E JONES, 2000), predação de sementes (MARON E VILÀ, 2001) e condições climáticas (BAKER, 1986; HAUTIER *et al.*, 2009; LAUGHLIN E ABELHA, 2007; ROSS *et al.*, 2008). Os habitats afastados das margens das estradas também são frequentemente compostos por grupos de espécies nativas particulares do ambiente, e essas comunidades podem ser mais resistentes a invasões por plantas exóticas (MARON E MARLER, 2007; NAEEM *et al.*, 2000; PRIEUR-RICHARD *et al.*, 2000).

Bacaro *et al.* (2015) descreveram três mecanismos principais de como as estradas aumentam a dispersão de propágulos de espécies exóticas: (1) elas são uma fonte de perturbação, criando novas condições ambientais adequadas para espécies ruderais e pioneiras; (2) facilitam a dispersão de propágulos via correntes de ar associado ao trânsito de veículos, e (3) facilitam a colonização por espécies exóticas, suprimindo o crescimento ou removendo populações de espécies nativas. Associados ao uso público das áreas naturais, sementes ou partes vegetativas das plantas podem ser transportadas aderidas aos veículos, em roupas, em materiais utilizados em atividades de ecoturismo, em animais de passeio e em suas fezes (ANSONG E PICKERING, 2013; KHAN *et al.*, 2018). Conjuntamente, esses meios servem como fonte de propagação, levando a eventos de dispersão das espécies exóticas a longas

distâncias (ANSONG E PICKERING, 2014). Pesquisas mostraram uma forte associação entre a presença de estradas e a de plantas exóticas, especialmente no Chile (PAUCHARD E ALABACK, 2004), na África do Sul (FOXCROFT *et al.*, 2011) e oeste da América do Norte (LARSON, 2002; TYSER E WORLEY, 1992). Esses estudos mostram que as espécies exóticas ocorrem em maior número em pontos mais próximos às estradas e essas servem também como rota de introdução de novas espécies em áreas naturais. Um exemplo é o do Parque Nacional Glacier (Montana), onde espécies exóticas de plantas estabelecidas nas margens das estradas se dispersaram e invadiram com sucesso as pradarias adjacentes (TYLER E WORLEY, 1992).

A visitação às áreas protegidas traz tanto benefícios diretos quanto indiretos e as atividades de uso público devem estar sempre vinculadas ao componente educativo para a estimulação do aprendizado do visitante e não o simples entretenimento (TAKAHASHI, 1998, VALLEJO, 2013). Dependendo das atividades que serão praticadas dentro das áreas naturais protegidas, haverá maior ou menor alteração do ambiente natural, seja em razão do impacto causado pela própria atividade, seja em função da precarização da infraestrutura. Para Takahashi (1998) o uso recreativo é a principal fonte de mudanças nas condições ecológicas de uma área. São muitos os impactos ambientais negativos causados pelo uso público, principalmente quando o manejo não é adequado (QUEIROZ E VALLEJO, 2017). Contudo, é preciso que a gestão encontre meios para manejar tais impactos, sendo mais prudente planejar uma inserção social de forma a conciliar os interesses dos usuários com a preservação ambiental, onde o impacto negativo para o meio ambiente seja o menor possível (QUEIROZ E VALLEJO, 2017).

Há mais de 50 anos de pesquisa em estradas e trilhas recreativas documentando uma série de impactos na vegetação, solos, animais e água (MONZ *et al.*, 2010). Numerosos estudos observacionais e experimentais avaliaram os impactos relacionados ao uso de atividades comuns em estradas e trilhas, incluindo comparações entre diferentes atividades, diferentes intensidades de uso, diferentes ecossistemas, incluindo a classificação de sua tolerância a distúrbios e diferentes escalas temporais e períodos de recuperação (BURNS *et al.*, 2013; GROWCOK E PICKERING, 2011; HILL E PICKERING, 2009; PICKERING *et al.*, 2011; PICKERING E HILL, 2007). As análises sintetizaram muitos desses resultados demonstrando como o tipo, intensidade, localização, época e comportamento das pessoas que realizam essas atividades afetam a escala e a gravidade dos impactos (MONZ *et al.*, 2010; PESCOTT E STEWART, 2014; PICKERING, 2010). Com a tendência de aumento do número de visitantes em áreas naturais em todo o mundo, espera-se que conflitos envolvendo invasões biológicas e

proteção ambiental cresçam devido aos impactos impostos pelas espécies exóticas às áreas naturais.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDER, J. M., Kueffer, C., Daehler, C. C., Edwards, P. J., Pauchard, A., Seipel, T., & Miren Consortium. (2011). **Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(2), 656-661.
- ALEXANDER, J. M., Lembrechts, J. J., Cavieres, L. A., Daehler, C., Haider, S., Kueffer, C., ... & Rew, L. J. (2016). **Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges**. *Alpine Botany*, 126(2), 89-103.
- ALPERT, P., Bone, E., & Holzapfel, C. (2000). **Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants**. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 3(1), 52-66.
- ANSONG, M., E PICKERING, C. (2013). **A global review of weeds that can germinate from horse dung**. *Ecological Management & Restoration*, 14(3), 216-223.
- ANSONG, M., E PICKERING, C. (2014). **Weed seeds on clothing: A global review**. *Journal of Environmental Management*, 144, 203-211.
- ARÉVALO, J. R., Delgado, J. D., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M., & Fernández-Palacios, J. M. (2005). **Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands)**. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(3), 185-202.
- ARÉVALO, J. R., Otto, R., Escudero, C., Fernández-Lugo, S., Arteaga, M., Delgado, J. D., & Fernández-Palacios, J. M. (2010). **Do anthropogenic corridors homogenize plant communities at a local scale? A case studied in Tenerife (Canary Islands)**. *Plant Ecology*, 209(1), 23-35.
- BACARO, G., Maccherini, S., Chiarucci, A., Jentsch, A., Rocchini, D., Torri, D., ... & Otto, R. (2015). **Distributional patterns of endemic, native and alien species along a roadside elevation gradient in Tenerife, Canary Islands**. *Community ecology*, 16(2), 223-234.
- BAKER, H. G. (1986). **Patterns of plant invasion in North America**. In: Mooney, H. A., Drake, J. A. (eds). *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. Springer, New York, pp 44-55.
- BARROS, A., E PICKERING, C. M. (2017). **How networks of informal trails cause landscape level damage to vegetation**. *Environmental management*, 60(1), 57-68.
- BARTHLOTT, W., Lauer, W., & Placke, A. (1996). **Global distribution of species diversity in vascular plants: Towards a world map of phytodiversity (globale verteilung der artenvielfalt höherer pflanzen: Vorarbeiten zu einer weltkarte der phytodiversität)**. *Erdkunde*, 317-327.
- BAZZICHETTO, M., Malavasi, M., Bartak, V., Acosta, A. T. R., Rocchini, D., & Carranza, M. L. (2018). **Plant invasion risk: A quest for invasive species distribution modelling in managing protected areas**. *Ecological Indicators*, 95, 311-319.

- BECKER, T., Dietz, H., Billeter, R., Buschmann, H., & Edwards, P. J. (2005). **Altitudinal distribution of alien plant species in the Swiss Alps**. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(3), 173-183.
- BLACKBURN, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., ... & Richardson, D. M. (2011). **A proposed unified framework for biological invasions**. *Trends in ecology & evolution*, 26(7), 333-339.
- BRASIL. (2000). **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*.
- BRASIL. (2006). **Lei da Mata Atlântica**. Acessado em 15 de março de 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm.
- BURNS, B. R., Ward, J., & Downs, T. M. (2013). **Trampling impacts on thermotolerant vegetation of geothermal areas in New Zealand**. *Environmental management*, 52(6), 1463-1473.
- CANTEIRO, M., Córdova-Tapia, F., & Brazeiro, A. (2018). **Tourism impact assessment: A tool to evaluate the environmental impacts of touristic activities in Natural Protected Areas**. *Tourism Management Perspectives*, 28, 220-227.
- CATFORD, J. A., Jansson, R., & Nilsson, C. (2009). **Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework**. *Diversity and distributions*, 15(1), 22-40.
- CHABRERIE, O., Massol, F., Facon, B., Thevenoux, R., Hess, M., Ulmer, R., ... & Tasiemski, A. (2019). **Biological invasion theories: Merging perspectives from population, community and ecosystem scales**.
- CHYTRÝ, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová, I., Tichý, L., & Danihelka, J. (2008). **Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion**. *Ecology*, 89(6), 1541-1553.
- CLASSEN, A., Peters, M. K., Ferger, S. W., Helbig-Bonitz, M., Schmack, J. M., Maassen, G., ... & Steffan-Dewenter, I. (2014). **Complementary ecosystem services provided by pest predators and pollinators increase quantity and quality of coffee yields**. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1779), 20133148.
- CRUTZEN, P. J. (2002). **The effects of industrial and agricultural practices on atmospheric chemistry and climate during the Anthropocene**. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 37(4), 423-424.
- CRUTZEN, P.J. (2006). **The “Anthropocene”**. In: Ehlers E., Krafft T. (eds) *Earth System Science in the Anthropocene*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- da SILVA, J. M. C., E CASTELETI, C. H. M. (2003). **Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. CABS and Island Press, Washington, 43-59.
- DAR, P. A., Reshi, Z. A., & Shah, A. B. (2018). **Altitudinal distribution of native and alien plant species along roadsides in Kashmir Himalaya, India**. *Tropical Ecology*, 59(1).

- de QUEIROZ, E. D., E VALLEJO, L. R. (2015). **Uso Público em Unidades de Conservação-Entre o Ideal e o Real. Anais do Uso Público em Unidades de Conservação**, 5(9), 01-15.
- DENMAN, R., E DENMAN, J. (2015). **Tourism supporting biodiversity: a manual on applying the CBD Guidelines on Biodiversity and Tourism Development**. Tourism supporting biodiversity: a manual on applying the CBD Guidelines on Biodiversity and Tourism Development.
- DIETZSCH, A. C., Stanley, D. A., & Stout, J. C. (2011). **Relative abundance of an invasive alien plant affects native pollination processes**. *Oecologia*, 167(2), 469-479.
- DIMITRAKOPOULOS, P. G., Koukoulas, S., Galanidis, A., Delipetrou, P., Gounaridis, D., Touloumi, K., & Arianoutsou, M. (2017). **Factors shaping alien plant species richness spatial patterns across Natura 2000 Special Areas of Conservation of Greece**. *Science of the Total Environment*, 601, 461-468.
- DOSTÁLEK, J., Frantík, T., & Šilarová, V. (2016). **Changes in the distribution of alien plants along roadsides in relation to adjacent land use over the course of 40 years**. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 150(3), 442-448.
- EAGLES, P. F., McCool, S. F., & Haynes, C. D. (2002). **Turismo sostenible en áreas protegidas**. Directrices de planificación y gestión. Preparado para el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, la Organización Mundial del Turismo y la UICN–Unión Mundial para la Naturaleza. Organización Mundial del Turismo. Madrid.
- EHRENFELD, J. G. (2010). **Ecosystem consequences of biological invasions**. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 41, 59-80.
- ELTON, C., S. (1958). **The ecology of invasions by animals and plants**. Methuen, cap. 2000;1.
- FAO. (2015). **Mapping the Vulnerability of Mountain Peoples to Food Insecurity**. FAO.
- FEI, S., Phillips, J., & Shouse, M. (2014). **Biogeomorphic impacts of invasive species**. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45.
- FERGER, S. W., Peters, M. K., Appelhans, T., Detsch, F., Hemp, A., Nauss, T., ... & Schleuning, M. (2017). **Synergistic effects of climate and land use on avian beta-diversity**. *Diversity and Distributions*, 23(11), 1246-1255.
- FOWLER, N. L. (1988). **What is a safe site?: neighbour, litter, germination date, and patch effects**. *Ecology*, 69(4), 947-961.
- FOXCROFT, L. C., Jarošík, V., Pyšek, P., Richardson, D. M., & Rouget, M. (2011). **Protected-area boundaries as filters of plant invasions**. *Conservation Biology*, 25(2), 400-405.
- FOXCROFT, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., & Genovesi, P. (Eds.). (2013). **Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges (Vol. 7)**. Springer Science & Business Media.
- FOXCROFT, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Genovesi, P., & MacFadyen, S. (2017). **Plant invasion science in protected areas: progress and priorities**. *Biological Invasions*, 19(5), 1353-1378.

- GEFFROY, B., Samia, D. S., Bessa, E., & Blumstein, D. T. (2015). **How nature-based tourism might increase prey vulnerability to predators.** *Trends in Ecology & Evolution*, 30(12), 755-765.
- GROWCOCK, A. J., E PICKERING, C. (2011). **A guilt-free roll in the grass: minimal short-term impacts from short-term camping in the Australian Alps.** *Journal of Ecotourism*, 10(1), 86-100.
- HAIDER, S., Kueffer, C., Edwards, P. J., & Alexander, J. M. (2012). **Genetically based differentiation in growth of multiple non-native plant species along a steep environmental gradient.** *Oecologia*, 170(1), 89-99.
- HAUTIER, Y., Randin, C. F., Stöcklin, J., & Guisan, A. (2009). **Changes in reproductive investment with altitude in an alpine plant.** *Journal of Plant Ecology*, 2(3), 125-134.
- HEMP, A. (2005). **Climate change-driven forest fires marginalize the impact of ice cap wasting on Kilimanjaro.** *Global Change Biology*, 11(7), 1013-1023.
- HILL, R., E PICKERING, C. (2009). **Differences in resistance of three subtropical vegetation types to experimental trampling.** *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1305-1312.
- ICMBIO. (2014). **Plano de Manejo Parque Nacional de Itatiaia, Plano de Manejo PNI.** <http://www.icmbio.gov.br/portal/component/content/article?id=2181:parna-do-itatiaia>
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (2020). **Protected Areas.** Acessado em 12 de março de 2020. Disponível em: <https://www.iucn.org/theme/protected-areas>
- INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP, (2020). Available on http://www.issg.org/about_is.htm accessed on 27 of May of 2020.
- IPBES. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S., & Ngo, H. T. (2019). **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.** IPBES Secretariat.
- JAKOBS, G., Kueffer, C., & Daehler, C. C. (2010). **Introduced weed richness across altitudinal gradients in Hawai'i: humps, humans and water-energy dynamics.** *Biological Invasions*, 12(12), 4019-4031.
- JOB, H., Becken, S., & Lane, B. (2017). **Protected Areas in a neoliberal world and the role of tourism in supporting conservation and sustainable development: an assessment of strategic planning, zoning, impact monitoring, and tourism management at natural World Heritage Sites.** *Journal of Sustainable Tourism*, 25(12), 1697-1718.
- JOLY, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). **Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives.** *New Phytologist*, 204(3), 459-473.
- KHAN, I., Navie, S., George, D., O'donnell, C., & Adkins, S. W. (2018). **Alien and native plant seed dispersal by vehicles.** *Austral ecology*, 43(1), 76-88.
- KÖRNER, C. (2004). **Mountain biodiversity, its causes and function.** *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33(sp13), 11-17.

- KÖRNER, C., Jetz, W., Paulsen, J., Payne, D., Rudmann-Maurer, K., & Spehn, E. M. (2017). **A global inventory of mountains for bio-geographical applications**. *Alpine Botany*, 127(1), 1-15.
- KUEFFER, C. (2017). **Plant invasions in the Anthropocene**. *Science*, 358(6364), 724-725.
- LARSON, D. L. (2002). **Native weeds and exotic plants: relationships to disturbance in mixed-grass prairie**. *Plant Ecology*, 169(2), 317-333.
- LAUGHLIN, D. C., & Abella, S. R. (2007). **Abiotic and biotic factors explain independent gradients of plant community composition in ponderosa pine forests**. *Ecological Modelling*, 205(1-2), 231-240.
- LOCKWOOD, J. L., Hoopes, M. F., & Marchetti, M. P. (2013). **Invasion ecology**. John Wiley & Sons.
- MARINI, L., Bertolli, A., Bona, E., Federici, G., Martini, F., Prosser, F., & Bommarco, R. (2013). **Beta-diversity patterns elucidate mechanisms of alien plant invasion in mountains**. *Global Ecology and Biogeography*, 22(4), 450-460.
- MARION, J. L., Leung, Y. F., Eagleston, H., & Burroughs, K. (2016). **A review and synthesis of recreation ecology research findings on visitor impacts to wilderness and protected natural areas**. *Journal of forestry*, 114(3), 352-362.
- MARON, J. L., & VILÀ, M. (2001). **When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses**. *Oikos*, 95(3), 361-373.
- MARON, J., & MARLER, M. (2007). **Native plant diversity resists invasion at both low and high resource levels**. *Ecology*, 88(10), 2651-2661.
- MARTINELLI, G., & MORAES, M. (2013). **Livro Vermelho da Flora do Brasil (Red Book of Brazilian Flora)**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro & Andrea Jakobson Estúdio, Rio de Janeiro. 1100p.
- MCDOUGALL, K. L., Alexander, J. M., Haider, S., Pauchard, A., Walsh, N. G., & Kueffer, C. (2011a). **Alien flora of mountains: global comparisons for the development of local preventive measures against plant invasions**. *Diversity and Distributions*, 17(1), 103-111.
- MCDOUGALL, K. L., Khuroo, A. A., Loope, L. L., Parks, C. G., Pauchard, A., Reshi, Z. A., ... & Kueffer, C. (2011b). **Plant invasions in mountains: global lessons for better management**. *Mountain Research and Development*, 31(4), 380-387.
- MCDOUGALL, K. L., Morgan, J. W., Walsh, N. G., & Williams, R. J. (2005). **Plant invasions in treeless vegetation of the Australian Alps**. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(3), 159-171.
- MERCKX, V. S., Hendriks, K. P., Beentjes, K. K., Mennes, C. B., Becking, L. E., Peijnenburg, K. T., ... & Buang, M. M. (2015). **Evolution of endemism on a young tropical mountain**. *Nature*, 524(7565), 347-350.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2017). **Estratégia Nacional Sobre Espécies Exóticas Invasoras**. Acessado em 12 de março de 2020. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/biodiversidade/conservacao-de-especies/especies-exoticas-invasoras/estrategia-nacional.html>

- MITTERMEIER, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). **Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots**. In *Biodiversity hotspots* (pp. 3-22). Springer, Berlin, Heidelberg.
- MONZ, C. A., Cole, D. N., Leung, Y. F., & Marion, J. L. (2010). **Sustaining visitor use in protected areas: future opportunities in recreation ecology research based on the USA experience**. *Environmental management*, 45(3), 551-562.
- MOONEY, H. A. (2005). **Invasive alien species: a new synthesis** (Vol. 63). Island press.
- MURCIA, C. (1995). **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation**. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62.
- MURPHY, G. E., E ROMANUK, T. N. (2014). **A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances**. *Ecology and evolution*, 4(1), 91-103.
- MUSTAQEEM AHMAD, S. K. U., E SINGH, R. D. (2018). **Patterns of alien plant species richness across gradients of altitude: analyses from the Himalayan state of Himachal Pradesh**. *Tropical Ecology*, 59(1), 35-43.
- MYERS, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- NAEEM, S., Knops, J. M., Tilman, D., Howe, K. M., Kennedy, T., & Gale, S. (2000). **Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors**. *Oikos*, 91(1), 97-108.
- NEWBOLD, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... & Day, J. (2015). **Global effects of land use on local terrestrial biodiversity**. *Nature*, 520(7545), 45-50.
- NOGUÉS-BRAVO, D., Araújo, M. B., Romdal, T., & Rahbek, C. (2008). **Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients**. *Nature*, 453(7192), 216-219.
- OTTO, R., Arteaga, M. A., Delgado, J. D., Arévalo, J. R., Blandino, C., & Fernández-Palacios, J. M. (2014). **Road edge effect and elevation patterns of native and alien plants on an oceanic island (Tenerife, Canary Islands)**. *Folia Geobotanica*, 49(1), 65-82.
- PADMANABA, M., E SHEIL, D. (2014). **Spread of the invasive alien species *Piper aduncum* via logging roads in Borneo**. *Tropical Conservation Science*, 7(1), 35-44.
- PAIARO, V., Cabido, M., & Pucheta, E. (2011). **Altitudinal distribution of native and alien plant species in roadside communities from central Argentina**. *Austral Ecology*, 36(2), 176-184.
- PARENDES, L. A., E JONES, J. A. (2000). **Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the HJ Andrews Experimental Forest, Oregon**. *Conservation Biology*, 14(1), 64-75.
- PAUCHARD, A., E ALABACK, P. B. (2004). **Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile**. *Conservation Biology*, 18(1), 238-248.
- PAUCHARD, A., E ALABACK, P. B. (2006). **Edge type defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges**. *Forest Ecology and Management*, 223(1-3), 327-335.

- PAUCHARD, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C. C., Alexander, J., Edwards, P. J., ... & Jakobs, G. (2009). **Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations**. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(9), 479-486.
- PAUCHARD, A., Milbau, A., Albiñ, A., Alexander, J., Burgess, T., Daehler, C., ... & Haider, S. (2016). **Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation**. *Biological Invasions*, 18(2), 345-353.
- PAYNE, D., Spehn, E. M., Snethlage, M., & Fischer, M. (2017). **Opportunities for research on mountain biodiversity under global change**. *Current opinion in environmental sustainability*, 29, 40-47.
- PESCOTT, O. L., & STEWART, G. B. (2014). **Assessing the impact of human trampling on vegetation: a systematic review and meta-analysis of experimental evidence**. *PeerJ*, 2, e360.
- PETITPIERRE, B., McDougall, K., Seipel, T., Broennimann, O., Guisan, A., & Kueffer, C. (2016). **Will climate change increase the risk of plant invasions into mountains?**. *Ecological Applications*, 26(2), 530-544.
- PICKERING, C. M. (2010). **Ten factors that affect the severity of environmental impacts of visitors in protected areas**. *Ambio*, 39(1), 70-77.
- PICKERING, C. M., & HILL, W. (2007). **Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia**. *Journal of Environmental Management*, 85(4), 791-800.
- PICKERING, C. M., Rossi, S., & Barros, A. (2011). **Assessing the impacts of mountain biking and hiking on subalpine grassland in Australia using an experimental protocol**. *Journal of environmental management*, 92(12), 3049-3057.
- POLLNAC, F., Seipel, T., Repath, C., & Rew, L. J. (2012). **Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the Greater Yellowstone Ecosystem**. *Biological Invasions*, 14(8), 1753-1763.
- PRIEUR-RICHARD, A. H., Lavorel, S., Grigulis, K., & Dos Santos, A. (2000). **Plant community diversity and invasibility by exotics: invasion of Mediterranean old fields by *Conyza bonariensis* and *Conyza canadensis***. *Ecology Letters*, 3(5), 412-422.
- PYŠEK, P., Blackburn, T. M., García-Berthou, E., Perglová, I., & Rabitsch, W. (2017). **Displacement and local extinction of native and endemic species**. In *Impact of biological invasions on ecosystem services* (pp. 157-175). Springer, Cham.
- PYŠEK, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., ... & Jeschke, J. M. (2020). **Scientists' warning on invasive alien species**. *Biological Reviews*.
- PYŠEK, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Kühn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., ... & Genovesi, P. (2010). **Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(27), 12157-12162.
- QUINTERO, I., & Jetz, W. (2018). **Global elevational diversity and diversification of birds**. *Nature*, 555(7695), 246-250.

- RAHBK, C. (1995). **The elevational gradient of species richness: a uniform pattern?** *Ecography*, 18(2), 200-205.
- RAUSCHERT, E. S., Mortensen, D. A., & Bloser, S. M. (2017). **Human-mediated dispersal via rural road maintenance can move invasive propagules.** *Biological Invasions*, 19(7), 2047-2058.
- RIBEIRO, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153.
- RICCIARDI, A. (2007). **Are modern biological invasions an unprecedented form of global change?** *Conservation Biology*, 21(2), 329-336.
- RICHARDSON, D. M., & Rejmánek, M. (2011). **Trees and shrubs as invasive alien species—a global review.** *Diversity and distributions*, 17(5), 788-809.
- ROSS, L. C., Lambdon, P. W., & Hulme, P. E. (2008). **Disentangling the roles of climate, propagule pressure and land use on the current and potential elevational distribution of the invasive weed *Oxalis pes-caprae* L. on Crete.** *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 10(4), 251-258.
- ROUGET, M., Robertson, M. P., Wilson, J. R., Hui, C., Essl, F., Renteria, J. L., & Richardson, D. M. (2016). **Invasion debt—quantifying future biological invasions.** *Diversity and Distributions*, 22(4), 445-456.
- RUNDEL, P.W. E KEELEY, J.E., (2016). **Dispersal limitation does not control high elevational distribution of alien plant species in the southern Sierra Nevada, California.** *Natural areas journal*, 36(3), pp.277-287.
- SALA, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Leemans, R. (2000). **Global biodiversity scenarios for the year 2100.** *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- SAMPAIO, A. B., E SCHMIDT, I. B. (2014). **Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil.** *Biodiversidade Brasileira*, (2), 32-49.
- SARUKHÁN, J., Whyte, A., Hassan, R., Scholes, R., Ash, N., Carpenter, S. T., ... & Leemans, R. (2005). **Millenium ecosystem assessment: Ecosystems and human well-being.**
- SAUL, W. C., & Jeschke, J. M. (2015). **Eco-evolutionary experience in novel species interactions.** *Ecology Letters*, 18(3), 236-245.
- SEIPEL, T., Kueffer, C., Rew, L. J., Daehler, C. C., Pauchard, A., Naylor, B. J., ... & Cavieres, L. A. (2012). **Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world.** *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 236-246.
- SIMBERLOFF, D., E RICCIARDI, A. (2020). **In The Ecology of Invasions by Animals and Plants** (pp. 193-200). Springer, Cham.
- SIMBERLOFF, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Pyšek, P. (2013). **Impacts of biological invasions: what's what and the way forward.** *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.

- SIMBERLOFF, D., Souza, L., Nuñez, M. A., Barrios-Garcia, M. N., & Bunn, W. (2012). **The natives are restless, but not often and mostly when disturbed.** *Ecology*, 93(3), 598-607.
- 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.
- SPEZIALE, K. L., E EZCURRA, C. (2011). **Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina.** *Journal of Arid Environments*, 75(10), 890-897.
- STEFFEN, W., Crutzen, P. J., & McNeill, J. R. (2007). **The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature.** *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(8), 614-621.
- STEFFEN, W., Grinevald, J., Crutzen, P., & McNeill, J. (2011). **The Anthropocene: conceptual and historical perspectives.** *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 842-867.
- STEINBAUER, M. J., Grytnes, J. A., Jurasinski, G., Kulonen, A., Lenoir, J., Pauli, H., ... & Bjorkman, A. D. (2018). **Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming.** *Nature*, 556(7700), 231-234.
- SUNDQVIST, M. K., Sanders, N. J., & Wardle, D. A. (2013). **Community and ecosystem responses to elevational gradients: processes, mechanisms, and insights for global change.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44, 261-280.
- TAKAHASHI, L. Y. (1998). **Caracterização dos visitantes, suas preferências e percepções e avaliação dos impactos da visitação pública em duas unidades de conservação do estado do Paraná.** Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná.
- TAYLOR, B. W., E IRWIN, R. E. (2004). **Linking economic activities to the distribution of exotic plants.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(51), 17725-17730.
- TOMASETTO, F., Duncan, R. P., & Hulme, P. E. (2013). **Environmental gradients shift the direction of the relationship between native and alien plant species richness.** *Diversity and Distributions*, 19(1), 49-59.
- TYSER, R. W., E WORLEY, C. A. (1992). **Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (USA).** *Conservation Biology*, 6(2), 253-262.
- VALLEJO, L. R. (2013). **Uso público em áreas protegidas: atores, impactos, diretrizes de planejamento e gestão.** *Anais do Uso Público em Unidades de Conservação*, 1(1), 13-26.
- VAN KLEUNEN, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., ... & Antonova, L. A. (2015). **Global exchange and accumulation of non-native plants.** *Nature*, 525(7567), 100-103.
- VARDIEN, W., Richardson, D. M., Foxcroft, L. C., Wilson, J. R. U., & Le Roux, J. J. (2012). **Effective invasive species management around protected areas: Understanding the spatial dynamics of *Lantana camara* invasions in South Africa's Kruger National Park.**
- VILÀ, M., E HULME, P. E. (Eds.). (2017). **Impact of biological invasions on ecosystem services (Vol. 12).** Cham: Springer.

- WATSON, J. E., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). **The performance and potential of protected areas**. *Nature*, 515(7525), 67-73.
- WAVREK, M., Heberling, J. M., Fei, S., & Kalisz, S. (2017). **Herbaceous invaders in temperate forests: a systematic review of their ecology and proposed mechanisms of invasion**. *Biological invasions*, 19(11), 3079-3097.
- WILLIAMSON, J., E HARRISON, S. (2002). **Biotic and abiotic limits to the spread of exotic revegetation species**. *Ecological applications*, 12(1), 40-51.
- WILLIG, M. R., Kaufman, D. M., & Stevens, R. D. (2003). **Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis**. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 273-309.
- WOLF, I. D., & Croft, D. B. (2014). **Impacts of tourism hotspots on vegetation communities show a higher potential for self-propagation along roads than hiking trails**. *Journal of environmental management*, 143, 173-185.
- WTO. (2020). **Ecotourism and Protected Areas**. UNWTO <https://www.unwto.org/sustainable-development/ecotourism-and-protected-areas> acessado 20/07/2020
- WYMANN VON DACH, S., Bachmann, F., Borsdorf, A., Kohler, T., Jurek, M., & Sharma, E. (2016). **Investing in sustainable mountain development: Opportunities, resources and benefits**. Centre for Development and Environment (CDE), University of Bern, with Bern Open Publishing (BOP).
- ZENNI, R. D., de Sá Dechoum, M., & Ziller, S. R. (2016). **Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras**. *Biotemas*, 29(1), 133-153.
- ZENNI, R. D., E NUÑEZ, M. A. (2013). **The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology**. *Oikos*, 122(6), 801-815.
- ZENNI, R. D., E ZILLER, S. R. (2011). **An overview of invasive plants in Brazil**. *Brazilian Journal of Botany*, 34(3), 431-446.
- ZHONG, L., Buckley, R. C., Wardle, C., & Wang, L. (2015). **Environmental and visitor management in a thousand protected areas in China**. *Biological Conservation*, 181, 219-225.

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

Distributional Patterns of Alien Plant Species Along Roads and Trails on a Tropical Mountain Forest

Hugo Henrique Marques da Rosa¹, Raphaela Aparecida Duarte Silveira¹, Beatriz Cunha Mello Oliveira¹, Gustavo Hering¹, Rafael D. Zenni¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras. Campus Universitário, CEP 37200-900, Lavras, MG, Brazil

Acknowledgements

HHMR and RADS received scholarships from Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001. The project was funded by CNPq and ICMBio grant number 421254/2017-3.

Target Journal: Journal of Biogeography

Abstract

Aim: To assess the distribution patterns of alien and native plant species richness along altitudinal gradient, the alien community similarity between higher and lower altitudes, and the response of alien species to disturbance and public use intensity in a mountain tropical forest.

Location: Atlantic Forest, south-eastern Brazil.

Taxon: Herbaceous plants and grasses.

Methods: We recorded plant species in 67 sampling points with three plots each along four elevational gradients. To test if the richness pattern between native and alien species varied along the elevation, we used a quadratic function in a generalised linear model. The alien species diversity along the gradient were analysed with a PERMANOVA from the areas and with a nestedness analyses. The alien species response to disturbance and public use intensity were assessed with the product of the response variables in a generalised linear model with negative binomial distribution.

Results: Native and alien species richness patterns differed with increasing elevation. Native species showed a hump-shaped pattern with species peaking around 1,750 m whereas

alien species presented a bimodal pattern with higher richness below 1,000 m and above 2,000 m. The alien species diversity in higher elevations are not a subsample from lower elevations species pool and nestedness was not observed from lower to higher altitudes. The disturbances and public use intensity may have favoured the occurrence of alien species in plots closer to roads and trails.

Main conclusions: Native species richness pattern were a response of species to environmental characteristics as ecotonal areas. The alien species were occurring at the most visited areas of the park and are reaching high-elevation environments. The high-altitude alien species community were probably formed by ecological filters acting from low to high altitudes. In addition, proximity to roads and trails and higher intensity of use favour the occurrence of alien species.

Keywords: alien plant species, altitude, anthropogenic disturbances, mountain ecosystem, protected area, public use, richness pattern, roads, trails, tropical forest.

Introduction

As one of the most important drivers of biodiversity loss, alien species are increasing worldwide and are recognized as a major threat to biodiversity conservation in protected areas (IPBES, 2019; Padmanaba *et al.*, 2017). Protected areas are designed to protect representative portions of natural landscapes that ensure the persistence of biodiversity and key ecosystem processes and are the fundamental source of biodiversity conservation (Foxcroft *et al.*, 2013; IUCN, 2020). According to the IUCN-WCPA Mountain Protected Areas Network (2004) one third of the protected areas worldwide are located in mountainous regions. Despite the belief that mountain areas were at low risk of invasion by alien species, studies have provided evidences that a substantial number of alien plant species are already occurring at higher elevations (Pauchard *et al.*, 2009; McDougall *et al.*, 2011; Paiaro *et al.*, 2011; Kueffer, 2017). Anthropogenic activities like human population growth, expansion of tourism, and climate warming facilitate the introduction and establishment of alien species, potentially causing drastic changes in mountain ecosystems vegetation (Dar *et al.*, 2018; Duque *et al.*, 2015; Gottfried *et al.*, 2012; Kueffer *et al.*, 2013). In addition, roads and other anthropogenic environments have been the main corridors for alien species spread into mountain habitats (Pauchard *et al.*, 2015). Therefore, to understand patterns of alien plants invasions into

mountain protected areas is essential for management proposals to reduce alien species impacts on native communities.

Species richness tend to vary with altitude and there are three main patterns of species richness along altitudinal gradients. Linear decreases with altitude, hump-shaped patterns with a maximum at mid-elevations, and constant richness from low to mid-elevations then declining further up (Rahbek, 1995). However, richness patterns of native and alien species in mountains may differ because of different ecological processes (Averett *et al.*, 2016). Native species patterns are a response of a long period of coevolution between species and environment with different biotic and abiotic interactions and evolutionary changes, providing each ecosystem a particular native species pool (Alexander *et al.*, 2011; Alexander *et al.*, 2016; Otto *et al.*, 2014). This is especially likely in mountains, where steep environmental gradients give rise to abrupt transitions between bioclimatic zones, thus a peak of native species richness in mid-elevation are the most observed (Alexander *et al.*, 2017; Marline *et al.*, 2020). For alien species, the richness of an area is formed by an accumulation of species dispersed through human agency, which has occurred mostly only recently, within the last 500 years, and are influenced by propagule pressure availability and environmental constraints on population growth (Alexander *et al.*, 2011; Alexander *et al.*, 2016; Ricciardi, 2007). These variables provide two main patterns of alien species occurrence: (1) a decline in species richness with increasing elevation; and (2) alien species occurring at higher altitudes being comprised of generalist species that also occur in lower altitudes (Alexander *et al.*, 2011; Marini *et al.*, 2012). Therefore, patterns of alien plant richness in mountains reflect introduction pathways, with directional ecological filtering and declining propagule pressure accounting for the typical decline in alien species richness towards highest elevations (Alexander *et al.*, 2011; Kueffer *et al.*, 2013; Marini *et al.*, 2012).

Roads, tracks and trails are the primary pathway for the introduction and occurrence of alien species in terrestrial protected areas (Pauchard & Alaback, 2004; Pickering & Mount, 2010; Foxcroft *et al.*, 2019). Human-modified habitats provide both large-scale (e.g., roads, facilities) and small-scale (e.g., small gaps, informal trails) disturbances that promote alien species establishment (Lembrechts *et al.*, 2016). The relationship between alien species establishment and public use has been attributed to the fact that facilities, trails and roadsides anthropogenic disturbances enhance water runoff rising moisture, change soil composition and chemistry, allow higher light availability, then favouring alien plants occurrence (Daniels *et al.*, 2019; Karr *et al.*, 2018). Thus, the diversity and number of alien species in mountains are generally higher along roads than in adjacent habitats (Pauchard *et al.*, 2009). Moreover, urban

areas are usually the first place where an alien species is introduced and even though most of these areas have a small interface with conservation lands, visitor movements between them are considered an important vector promoting new alien species arrival to protected areas (Dimitrakopoulos *et al.*, 2017; Lonsdale, 1999; McLean *et al.*, 2017). In addition, human activities have also been demonstrated to be an important determinant of alien species richness and may increase the chances of alien plants establishment, persistence and invasion by increasing propagule pressure to suitable sites (Marini *et al.*, 2012; Seipel *et al.*, 2012). Consequently, more disturbed areas with a higher public use intensity are expected to present higher number of alien species.

In this study, we examined the distribution of plant species in relation to altitudinal gradients and with public use along roads and trails. An effort to identify alien species on important introduction pathways of the Itatiaia National Park (hereinafter referred to as “Itatiaia NP”), South-eastern Brazil. Using field surveys of plant data, we aimed to answer the following questions: (1) Do native and alien species richness respond similarly to the altitudinal gradient in a tropical forest mountain ecosystem? (2) Are the alien species communities at higher altitudes a subsample of lower altitudes alien species pool? And (3) How is the alien species richness affected by public use intensity and disturbance by roads and trails? The answers to these questions seek to contribute to knowledge about species richness patterns along altitudinal gradients and anthropogenic disturbances along roads and trails over alien species richness in tropical ecosystems.

Methods

Study site

Itatiaia NP is a protected area conserving a remnant of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (Myers *et al.*, 2000). The Itatiaia NP has 28,084.35 hectares and its area encompasses the municipalities of Bocaina de Minas and Itamonte in Minas Gerais state and Itatiaia and Rezende in Rio de Janeiro state. The phytogeography of the Park is composed by more than 60% of its area covered by montane and high montane Ombrophilous forest that encircles the highland fields, which represents about 17% of total area of the Park. The climatic conditions prevailing at Itatiaia NP according to Köppen are Cwb (subtropical highland climate) occurring on the high mountainous part, above 1,600 m a.s.l., and Cfb (warm summer continental) in the lower parts of the slope. Data from Alto Itatiaia Weather Station, located at 2,199 m a.s.l., shows

annual average temperature of 11.5° C and in winter months negative temperatures has been observed with frequently hail (FBDS, 2000; ICMBIO, 2014). The mean annual precipitation, from the municipalities within the Itatiaia NP, vary between 1,250 and 2,500 mm. The driest months are from June to August and wetter months are observed in summer (ICMBIO, 2014).

The visitation in the Itatiaia NP is managed by the Public Use Coordination, created in 2006, and its main actions are the orientation of the flow of visitation in the Park, the monitoring of the conduct of visitors on the trails and natural attractions such as waterfalls and rivers, in addition to monitoring and controlling the movement of vehicles entering and exiting, seeking to maintain the carrying capacity inside the Park's boundaries. Visiting activities have a greater impact on the Park on weekends, special dates and holidays, due to the large increase in the number of vehicles and public transportation. The Itatiaia NP receives annually around 100,000 visitors (average value from annual visitations between 2005 and 2017, minimum of 72,703 and maximum of 139,616, Itatiaia NP website, 2019) and the transport more frequently used to visit the Park are cars, corresponding to 90.5% of the access transport (ICMBIO, 2014).

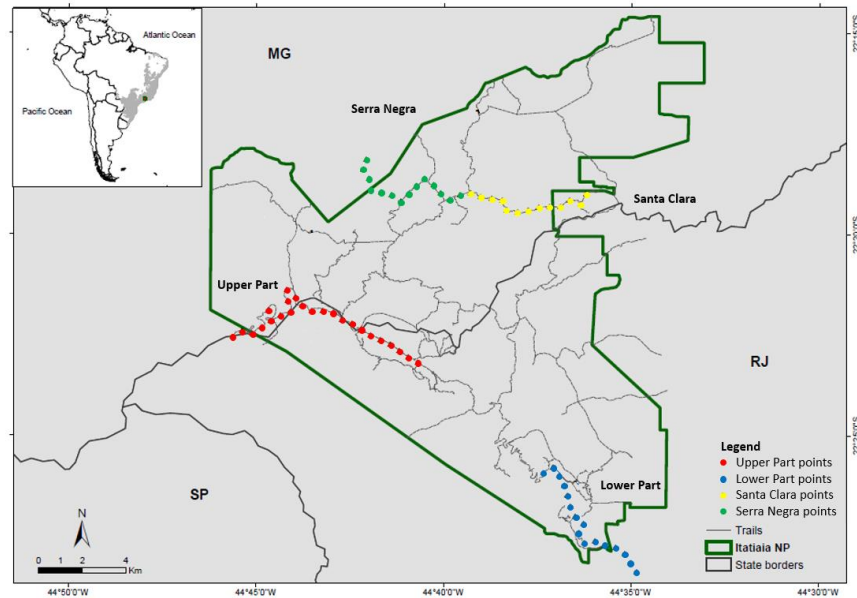
Field work

To answer our three research questions, we selected two roads and two trails in Itatiaia NP for the plant surveying, so four altitudinal gradients in total. The roads are the main way of access to the Upper Part and the Lower Part of the park, and the trails crosses the northern area of the park. The trails start at two opposing sides of the Park and meet at the Serra Negra mountain ridge. The northeast trail called as Santa Clara and the northwest trail is called Serra Negra (Fig. 1). The studied area had an elevation extending from 501 to 2,448 m a.s.l.

For our first question, we placed sampling points along each altitudinal gradient distancing 500 m in a straight line from each other and following the roads or the trails using Google Earth Pro 7.3.2 (free version). Twenty-four, sixteen, fourteen and thirteen points were placed in the Upper Part, Lower Part, Serra Negra and Santa Clara, respectively (Figure 1). At each sampling point we measured the altitude using a Garmin 62s GPS. Next, at each sampling point we set up three plots, the first one immediately at the edge of the road or trail, the second distancing five metres and the third one distancing 10 m from the road or trail. The plots had 1x10 m and were built parallel to the transect and to each other (Figure 2). The position of the plots along the trail or road (left or right) was determined in the field, depending on accessibility for vegetation sampling. We do not believe it has biased our survey as the chances of a propagule to arrive and establish are the same for both sides of the trail or road. Our sampling

included herbaceous, herbs and grasses presence, and specimens collected were recorded for each plot.

Figure 1. Itatiaia National Park location in Brazil and its area. Plants surveyed were carried in each of the sampling points.



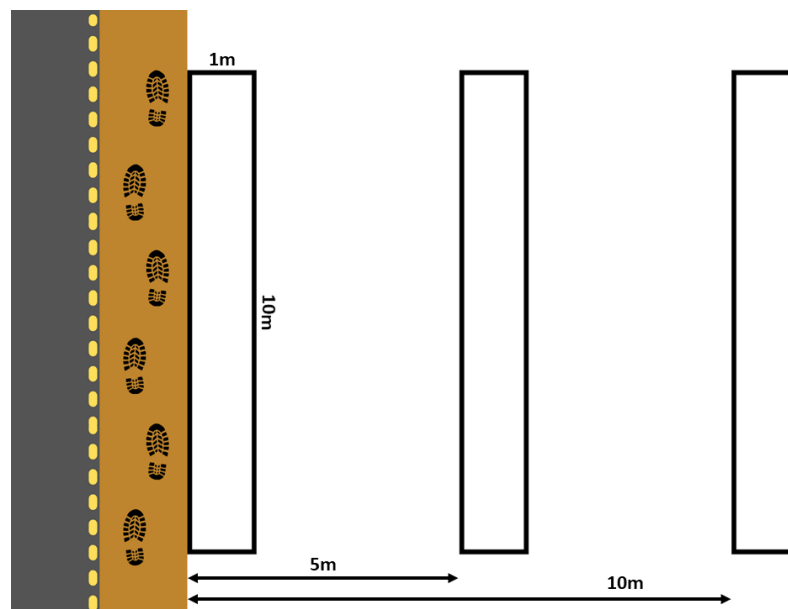
Source: from the author (2020).

For our second question, we considered the alien species composition surveyed at each point in each area to compare the composition of higher altitudes to lower altitudes and to analyse if the higher altitudes species composition is nested from lower altitudes species composition. The Upper Part was the area where the sampling points were at higher altitudes, followed by Serra Negra, Santa Clara and the Lower Part. The later with sampling points at the lowest altitudes.

For our third question, we used the distance of sampling points from touristic facilities and attractions as a proxy for public use intensity. The first sampling points of the Upper and Lower Part transect lines were attributed the distance value of zero as they were the sampling points located furthers away from touristic facilities or natural attractions, so presenting lower public use intensity. The last sampling points of the Lower Part were located close to a touristic information centre and to waterfalls and natural swimming pools. The Upper Part last sampling points were located close to a shelter facility, a camping area and to the main entrance to numerous trails. From the first until the last of these sampling points the value of 500 m was summed to value of the previous sampling point. So, the sampling points closer to touristic facilities or attractions presented the higher values. For Serra Negra the first sampling points

were close to houses at the rural area and for Santa Clara the first sampling points were close to natural attractions such as waterfalls at the rural area. In these cases, the last sampling points were the ones further away from facilities or attractions, so they received the lowest values while the first sampling points of these transects were attributed the highest values of public use intensity. So, the sampling point located further away of facilities or attractions were attributed the value of zero and to the following sampling points were summed the value of 500 m until the sampling point located closer to facilities or attractions of each area, as they can be considered to have the highest public use intensity. Considering the plots, trails and roads are recognized to have a range of impacts on vegetation and soil right next to it, and the level of these impacts decrease with increasing distance from the trail or road (Ballantyne & Pickering, 2015). Therefore, the three plots at each sampling point were used as a proxy for level of anthropogenic disturbances. The roadside plots were considered to have the higher level of anthropogenic disturbance the middle plots to have intermediate level of anthropogenic disturbances and the interior plots having the lower level of anthropogenic disturbances.

Figure 2. Plots field design. The first plot, immediately next to the trail or road, is the trail/roadside plot, the second plot, located 5 m from the trail or road, is the middle plot, and distancing 10 m from the trail or road is the interior plot.



Source: from the author (2020).

The field work was conducted between October 2018 and February 2019, the rainy season, so fertile individuals could be collected for identification. The specimens collected were identified based on specimens deposited at the ESAL Herbarium located at Federal University of Lavras and at the Herbarium of Rio de Janeiro Botanical Garden. Species status (native or

alien) to the Atlantic Forest were determined based on the Brazilian Flora 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>), if available, and based on the Royal Botanic Gardens Kew website Plants of the World Online (2020) (<http://www.plantsoftheworldonline.org/>).

Data Analyses

To determine the relationship between altitude and native and alien species richness, considering the richness of the sampling points, we used a polynomial model with a quadratic term included into the regression function (general form: $f = b_0 + b_1 * \text{variable} + b_2 * \text{variable}^2$). When considering an altitudinal gradient, the polynomial model can better describe the relationship between the species richness and altitude (Kluge *et al.*, 2006). Native and alien species richness were considered response variables and altitude the predictor variable on the generalised linear models (GLMs) with Poisson error distribution. We performed one GLM for each group of species for each area and we compared the models using Anova. In addition, we evaluated the species richness pattern along the gradient of the entire dataset. Models were also evaluated with Anova and the coefficient of determination was calculated for the models with `rsq` from package `rsq` version 1.1 (Zhang, 2017). Additionally, to test if there was a difference between the species richness patterns, we generated a GLM with altitude (quadratic function) and species status (native or alien) and compared the models with Anova.

These following analyses were done to evaluate if the alien species occurring at higher elevations were a sample of the lower altitude alien species pool. To determine species composition differences between the areas, a PERMANOVA, permutational multivariate analysis of variance, was performed with the `adonis` function in `vegan` version 2.5-6 (Anderson, 2001). If the permanova returned significant results, a post hoc multilevel pairwise comparison was performed using the `pairwise.adonis` function in the `pairwiseAdonis` package version 0.0.1 (Martinez Arbizu, 2017). P-values were adjusted within `pairwiseAdonis` function using a Bonferroni correction. To illustrate the PERMANOVA results, we applied a non-Metric Multidimensional Scaling (nMDS) with Euclidean dissimilarity conducted using the function `metaMDS` in the `vegan` package version 2.5-6 (Oksanen *et al.*, 2016). According to McCune *et al.* (2002) in the study of ecological communities this ordination method is suggested to determine patterns in multivariate datasets. Next, to determine if the alien species composition of the sampling points at higher altitudes were nested of sampling points from lower altitudes, we used the functions `nestednodf` and `oecosimu` from the “`vegan`” package version 2.5-6 (Almeida-Neto *et al.*, 2008; Almeida-Neto & Ulrich, 2011). We used this metric, based on

overlap and decreasing fill (NODF), because this measure is less dependent on the size of the shape of the interaction matrix than other measures of nestedness and therefore provides an unbiased measure to estimate the degree of nestedness (Almeida-Neto *et al.*, 2008). Nestednodf calculated nestedness and then this was compared with a null model using oecosimu with 99 permutations. Nestednodf output gives a statistic for nestedness of rows (sites), where zero indicates no nesting and 100 indicates perfect nesting.

To analyse how the alien species richness are responding to public use intensity along the roads and trails we generated a generalized linear model (GLM) for the entire dataset using the negative binomial distribution. For this analysis the richness of each plot was considered. We did a dunn.test from dunn.test package (version 1.3.5) with Bonferroni method to obtain the P-value. The alien species richness was considered as response variable and the plots (roadside, middle, interior) and sampling points distance (0, 500, 1000) were considered predictor variables. We considered each plot as independent (Barbosa *et al.*, 2010; Dar *et al.*, 2015; Vakhlamova *et al.*, 2016). We used the product of predictor variables in the function because we believe they have a cumulative impact caused by the interaction between the variables than a disassociated impact. Trail and Roadside plots closer to places with higher public use would suffer greater impacts than those interior plots from areas with a less intensity of public use.

We checked the residual dispersal for the dependent variables to check the goodness of a fitted model using the packages “MASS” (version 7.3-51.4) and “car” (version 3.3-3) and all statistical analyses were performed using the software R 3.6.1 (R Core Team, 2019).

Results

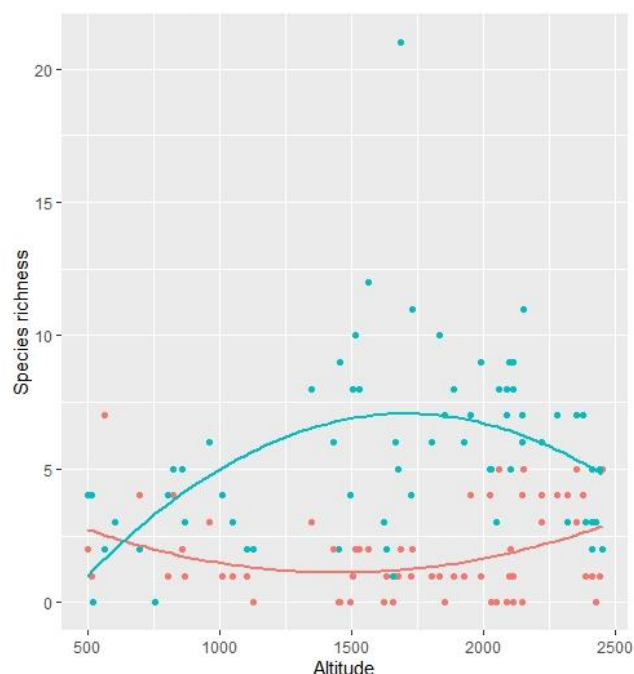
We identified a total of 112 species in our trail and roadside transects, 82 (73%) were native and 30 (27%) were alien species (Appendices 1). The species encompasses 34 botanical families, 24 from natives and 16 from aliens, with 10 botanical families exclusively from alien species. Most native species were in the families Poaceae and Asteraceae and most of the alien species being in the families Poaceae, Asteraceae, Zingiberaceae and Fabaceae.

The plots by the trail and roadside had the higher number of alien species, 20, with nine of them only occurring along these plots. On the middle plots 17 alien species were occurring and the interior plots had 10 alien species. The most abundant alien species were *Centella asiatica* occurring in thirteen sampling points, and *Prunella vulgaris*, *Rubus rosifolius*

and *Trifolium repens* occurring in eleven sampling points each species. None of the alien species were occurring in all surveyed areas but some were shared between them. The Upper Part shared *R. rosifolius* with Santa Clara and *P. annua* with the Lower Part. The Lower Part shared *C. asiatica* with both Serra Negra and Santa Clara. And Serra Negra and Santa Clara shared *B. pilosa*, *C. asiatica* and *E. cilianensis* between them.

Considering the entire dataset, the native species richness followed a hump-shaped distribution in relation to altitude and the highest species richness occurred around 1,750 m a.s.l. ($p < 0.001$, $R^2 = 0.25$). An unexpected bimodal distribution was observed for the alien species, with its richness accumulating in the extremes of the altitudinal range. Higher number of alien species were found occurring below 1,000 m a.s.l. and above 2,000 m a.s.l. ($p < 0.01$, $R^2 = 0.10$). What we saw was an inversion between the peaks and lows between native and alien species richness in relation to altitude in the tropical forest ecosystem (Figure 3). The species richness distribution patterns were different for each species status (native or alien), they responded antagonistically with increasing elevation ($p < 0.01$).

Figure 3. The hump-shaped native species pattern (blue) in Itatiaia NP, with species peaking at 1,750 m a.s.l., and the alien species bimodal pattern (red), with species peaking at both the extremes of the altitudinal gradient.

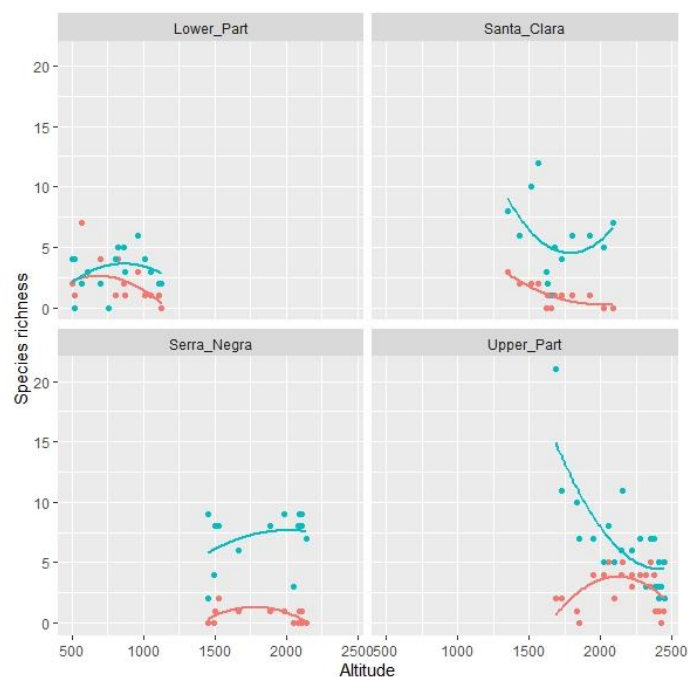


Source: from the author (2020).

The number of native species was higher than the number of alien species in all four areas. However, in the richness pattern for each area it was not possible to observe only one

distribution for native (e.g. hump-shaped) and alien species (e.g. linear decrease). The native and alien species responses were specific for each area (Figure 4). The only statistically significant pattern in our study were the decrease in native species richness, from 15 to 5, and the increase in alien species richness, from 1 to 2, in the Upper Part, and the decrease of alien species richness in Santa Clara, from 3 to zero species ($p < 0.01$, $R^2 = 0.54$; $p = 0.04$, $R^2 = 0.30$; $p = 0.04$, $R^2 = 0.68$; respectively).

Figure 4. The graphs show the species richness, native species (blue) and alien species (red), line tendency for each area of Itatiaia NP according to altitude.



Source: from the author (2020).

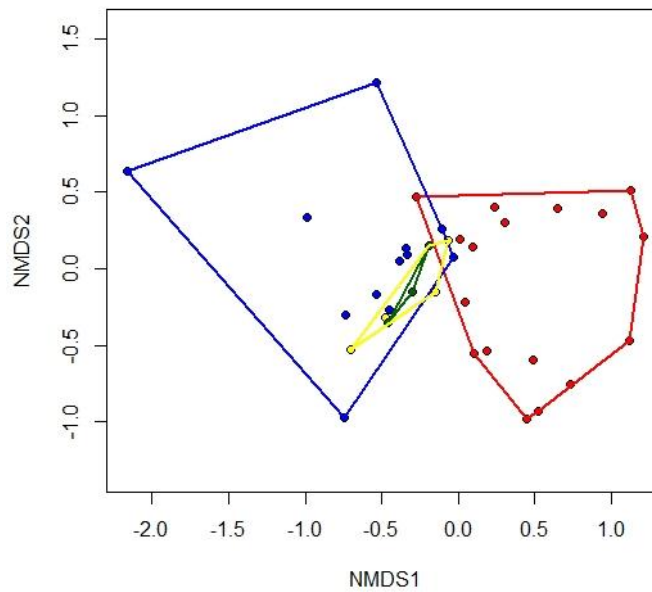
For the alien species community, we found a dissimilarity between the Upper Part and other areas of the park (Table 1). The Upper Part had nine alien species and shared only one alien species with the Lower Part (*Poa annua*) and with Santa Clara (*Rubus rosifolius*) and none with Serra Negra. Between the other areas a dissimilarity was not observed, meaning that the alien species community in these areas may be a subsample of each other alien species pool (Figure 5). The nestedness analyses indicate that the alien species community of higher altitudes is not significantly nested from lower altitudes alien species pool (NODF=6.2, $p = 0.85$), as it is commonly observed in study of species diversity in mountain regions (Figure 6).

Table 1 – Alien species community between areas pairwise analyses results.

Pairs	R ²	p adjusted
Upper Part vs Lower Part	0.195	0.006*
Upper Part vs Santa Clara	0.209	0.006*
Upper Part vs Serra Negra	0.242	0.006*
Lower Part vs Santa Clara	0.101	0.162
Lower Part vs Serra Negra	0.142	0.090
Santa Clara vs Serra Negra	0.040	1

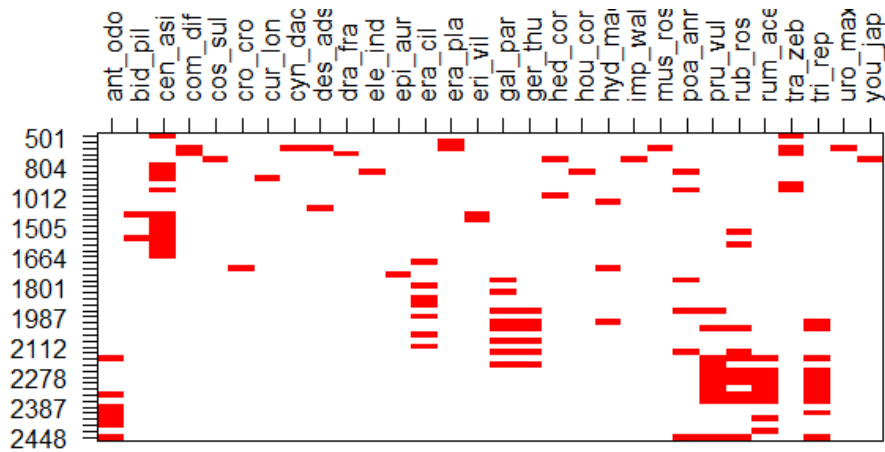
Statistical analyses considered significant if $p < 0.05$ (*).
Source: from the author (2020).

Figure 5. The illustration of high-altitude alien species community dissimilarity from lower altitude communities of Itatiaia NP. The Upper Part (red), Lower Part (blue), Santa Clara (yellow) and Serra Negra (green).



Source: from the author (2020).

Figure 6 – Nestednof analyses plot ordered in relation to altitude.



Source: from the author (2020).

When analysing the alien species richness along the trail and roadside plots the test returned us that the exotic plant richness from middle and interior plots are different from the roadside plots ($p < 0.05$ for both pair comparison). In addition, the interaction of public use and anthropogenic disturbance in the plot was not significant, but the public use alone had a significant result with a positive relation to alien plant species richness ($p < 0.05$, $z = 2.113$) and the interior plot had a significant result with a negative relation with the alien plant species richness ($p < 0.05$, $z = -2.090$). So, specific conditions related to public use intensity and to plot level of disturbance may favour a higher number of alien species. These circumstances may provide a higher level of propagule pressure, and opening areas with conditions favourable for species establishment, favouring a higher number of alien species.

Discussion

In our study, we found that species richness varied with altitude and that altitude differentially affected native and alien species richness at the studied trail and roadside transects. The native species richness had a unimodal distribution with species richness increasing from lower altitudes until reaching a peak, at middle altitude, and decreasing towards higher altitudes. However, a surprising bimodal distribution pattern was observed for the alien species, with its richness being the highest at the extremes of the altitudinal gradient. These findings showed that native and alien species have different patterns of occurrence in our roadside tropical mountain ecosystem. Also, an exclusive alien species diversity was observed for the higher portion of the Park. The higher altitudes do not have a small sample of the alien species filtered from lower areas alien species community. The Upper Part, where it occurred, had a specific alien species diversity. Additionally, a higher public use intensity and a difference

in alien plant species richness between plots explained the higher number of alien species occurring closer to the transects and closer to touristic facilities or attractions.

The hump-shaped distribution in elevational gradients of species richness at regional scales is the most commonly observed pattern in many taxa of various ecosystems (Rahbek, 2005). Our result of native plant species richness pattern along an altitudinal gradient is similar to other works, for example the plant species richness in a temperate forest in Mexico (Sánchez-González & López-Mata, 2005) and in Korea (Lee & Chun, 2016), and to bryophyte species richness in Madagascar (Marline *et al.*, 2020). The use of altitude may be seen as a surrogate variable where one or more environmental factors related to it co-vary and are thought to directly influence species richness (Rahbek, 2005). According to Kluge *et al.* (2006) species richness is highest in middle elevation because of intermediate temperature and rainfall, providing an optimum interaction and triggering higher species richness, while lower humidity and temperature at lower and higher elevations, respectively, constrain species diversity (Marlini *et al.*, 2020). The middle elevation in Itatiaia NP may also be considered as a transitional region, where the montane forest habitat encounters the high altitudinal grassland, forming an ecotone. This ecoregion, because of its exceptional biotic and abiotic characteristics may favour a higher species diversity. So, in this region there is an active interaction between the neighbouring communities, with properties that do not exist in either of the adjacent ecosystems, making of this region highly diverse (Kars, 2013).

Surprisingly, the bimodal pattern found for the alien species richness is contrasting with previous studies (Pauchard & Alaback 2004; Arévalo *et al.*, 2005; Mcdougall *et al.*, 2005; Pauchard *et al.*, 2009; Ah-Peng *et al.*, 2012; Mustaqeem Ahmad & Singh, 2018; Dar *et al.*, 2018). Only one study has seen the same alien species pattern but it was carried in a temperate area. Paiaro *et al.* (2011), studying the alien species community along a roadside in a temperate grassland in Argentina found the number of alien species peaking at both the extremes of the altitudinal gradient. These findings suggest that alien plants may reach high-elevation environments, supporting previous records in other mountain ecosystems (Pauchard *et al.*, 2009; Khuroo *et al.*, 2011). This pattern could be difficult to explain if it was not by the fact that in Itatiaia NP the number of tourists is higher in the areas where we found a high number of alien species. The Lower and Upper Part of the park are the areas with the highest number of visitors per year. The Lower Part receives around of 80,000 tourists and the Upper Part receives around of 20,000 tourists per year (Itatiaia NP website) and closer to our highest points there is a camping and a shelter facility for touristic recreation. Taken these results together, we

speculate that a high number of visitors could mean a higher propagule pressure in the areas, and thus facilitating the introduction and the establishment of alien species. Seeds from a variety of plants can be unintentionally dispersed to protected areas on clothing, and they can be carried many kilometres (Ansong & Pickering, 2014). Thus, being a very popular destination for nature-based tourism and recreation, and with an expected increase in visitation through the next decade (Barros & Pickering, 2017) a new wave of invasions of specialist species may be underway (Pauchard *et al.*, 2009). So, the threat of alien species faced by protected areas could be expected to increase, and the introduction of new alien species to high altitudes should be of serious concern for protected area managers as these areas are considered of great ecological importance.

The alien species community in the Upper Part, the highest in our survey, was not similar to the community from lower areas of our study, exhibiting an authentic alien species community. We suggest that due to different climate each area of the Park favours a particular pool of alien species along trail and roadsides (Fernández-Palacios & de Nicolás, 1995). Alien species diversity in high elevation is demonstrated to be linked to the alien species pool from the surrounding low lands, from where only the broader climate tolerant species and species pre-adapted to harsher climatic conditions would be able to spread and keep a self-sustaining population at higher elevations (Kueffer, 2017; Pauchard *et al.*, 2016). Our analysis demonstrated that this does not happen in our studied area, there were no alien species nesting from lower to higher altitudes. According to Alexander *et al.* (2011) ecological filtering would be the main factor shaping this high elevation alien species diversity. Our result may indirectly support the evidence that specific alien species are restricted to certain altitude and that climatic filtering is an important factor in shaping alien species assemblages on Itatiaia NP. However, this does not exclude future invasions of high altitudes by the alien species occurring in low lands. A lag effect may be on process delaying the spread of the alien species to high altitudes, thus generating a “invasion debt” that will only be seen over the coming years (Pysek *et al.*, 1995; Richardson & Rejmánek, 2011). Associated with climate change, providing an alleviation on climatic constraints (Alexander *et al.*, 2017), the spread of alien species will therefore increase their threat on tropical mountain ecosystems.

The increase of alien plant species richness in trail and roadsides plots associated with increasing public use intensity clarifies our third question. The result outlines evidences that anthropogenic disturbances (i.e. gaps opening and nutrient availability) increase the alien plant species richness by facilitating arrival and/or establishment. Furthermore, the declining in alien

plant species richness away from roadsides may indicate an interaction between processes operating at local scales (i.e. disturbances from road and trails to interior areas). This species decline could be due to decreased human land-use intensity, lower colonization pressure or greater resistance to invasion of more natural communities away from frequently disturbed areas (Seipel *et al.*, 2012). The roads and trails network play a key role in the introduction of species to mountain systems, being a main driver of alien species introduction (Alexander *et al.*, 2016). Consequently, the establishment of alien species are more frequently along the roadsides (Padillha *et al.*, 2015). There is a biotic resistance reduction, as the modification of micro-climate, caused by anthropic processes which create new niche opportunities. The proximity to trail and roadside may represent a more favourable, high light environment for the alien species occurrence, and these transect-associated factors variation could explain the richness difference between the plots (Dawson *et al.*, 2015; Dar *et al.*, 2018). Together with disturbances caused by the traffic on roadsides and the public use of facility areas, these micro-habitats opening could be excluding native species and promoting the establishment of the alien species on trail and roadside plots along our transects and in areas with a higher use intensity (Daniels *et al.*, 2019).

In conclusion, our study brings new information about the distributional pattern of native and alien species richness along an altitudinal gradient of a tropical mountain ecosystem. We illustrated that for the native species richness a hump-shaped pattern was observed and rather than a decline in alien species richness with increasing altitude, as was expected, a bimodal pattern was obtained. Although when comparing the richness pattern for each of the altitudinal gradients, native and alien species presented different richness pattern per area. These differences may be caused by environmental factors variation from one area to another, but further studies would be necessary to prove it. Native species have evolved in their area of occurrence for thousands of years shaping a very specific community on the ecosystem and providing middle altitudes with a higher number of species probably due to its mild environment and associated characteristics (Alexander *et al.*, 2011; Alexander *et al.*, 2016; Kars, 2013). While the alien species community is formed from an accumulation of a pool of species transported by human agency only a hundred years or less (Alexander *et al.*, 2011). Furthermore, the alien species community at high altitudes of our study is not a subsample of alien species community of lower areas. The high altitudes also have a distinct alien species diversity, not nested, contrary to what has been observed. Inasmuch, the elevated number of alien species found at high elevations in our study means that these areas are already been

occupied by alien species and further impacts could be a threat to native biodiversity. Also, higher public use intensity and proximity of plots to trails or roads promote a higher alien species richness because of chronically disturbances, than displacing natives and favouring alien species establishment (Otto *et al.*, 2014). The increase of touristic activities in conservation areas may intensify the threats posed by alien species on protected areas as disturbances and propagule pressure may rise. In such manner, adequate management proposals should be developed and applied accordingly to each area necessity. The priority scheme proposed by Ziller *et al.* (in press) is a good material to be followed when managing alien species. The scheme orders the alien species with higher invasiveness potential but yet not invading to be managed first, reducing the alien species number in the area. It can also be combined with different priority areas and the budget available for alien species management. In association with the Public Use Coordination of Itatiaia NP, this could reduce anthropogenic disturbances and the introduction of new alien species to the ecosystems, thereby reducing the threats faced by native community from alien species.

References

- Ah-Peng, C., Wilding, N., Kluge, J., Descamps-Julien, B., Bardat, J., Chuah-Petiot, M., ... & Hedderson, T. A. (2012). Bryophyte diversity and range size distribution along two altitudinal gradients: continent vs. island. *Acta Oecologica*, 42, 58-65.
- Alexander, J. M., Chalmandrier, L., Lenoir, J., Burgess, T. I., Essl, F., Haider, S., ... & Pauchard, A. (2018). Lags in the response of mountain plant communities to climate change. *Global Change Biology*, 24(2), 563-579.
- Alexander, J. M., Kueffer, C., Daehler, C. C., Edwards, P. J., Pauchard, A., Seipel, T., & Mirens Consortium. (2011). Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(2), 656-661.
- Alexander, J. M., Lembrechts, J. J., Cavieres, L. A., Daehler, C., Haider, S., Kueffer, C., ... & Rew, L. J. (2016). Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alpine Botany*, 126(2), 89-103.
- Almeida-Neto, M., & Ulrich, W. (2011). A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software*, 26(2), 173-178.

- Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimaraes Jr, P. R., Loyola, R. D., & Ulrich, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117(8), 1227-1239.
- Anderson, M. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32–46.
- Ansong, M., & Pickering, C. (2014). Weed seeds on clothing: A global review. *Journal of Environmental Management*, 144, 203-211.
- Arévalo, J. R., Delgado, J. D., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M., & Fernández-Palacios, J. M. (2005). Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(3), 185-202.
- Averett, J. P., McCune, B., Parks, C. G., Naylor, B. J., DelCurto, T., & Mata-Gonzalez, R. (2016). Non-native plant invasion along elevation and canopy closure gradients in a middle Rocky Mountain ecosystem. *PloS one*, 11(1).
- Barbosa, N. P., Fernandes, G. W., Carneiro, M. A., & Júnior, L. A. (2010). Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions*, 12(11), 3745-3755.
- Barros, A., & Pickering, C. M. (2017). How networks of informal trails cause landscape level damage to vegetation. *Environmental management*, 60(1), 57-68.
- Barros, W. D. de, (1952). Parques Nacionais do Brasil. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura.
- Ballantyne, M., & Pickering, C. M. (2015). The impacts of trail infrastructure on vegetation and soils: Current literature and future directions. *Journal of environmental management*, 164, 53-64.
- da Silva, J. M. C., & Casteleti, C. H. M. (2003). Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. *CABS and Island Press*, Washington, 43-59.
- Daniels, M. K., Iacona, G. D., Armsworth, P. R., & Larson, E. R. (2019). Do roads or streams explain plant invasions in forested protected areas?. *Biological Invasions*, 21(10), 3121-3134.

- Dar, P. A., Reshi, Z. A., & Shah, A. B. (2018). Altitudinal distribution of native and alien plant species along roadsides in Kashmir Himalaya, India. *Tropical Ecology*, 59(1).
- Dar, P. A., Reshi, Z. A., & Shah, M. A. (2015). Roads act as corridors for the spread of alien plant species in the mountainous regions: A case study of Kashmir Valley, India. *Tropical Ecology*, 56(2), 183-190.
- Dawson, W., Burslem, D. F., & Hulme, P. E. (2015). Consistent effects of disturbance and forest edges on the invasion of a continental rain forest by alien plants. *Biotropica*, 47(1), 27-37.
- Dimitrakopoulos, P. G., Koukoulas, S., Galanidis, A., Delipetrou, P., Gounaridis, D., Touloumi, K., & Arianoutsou, M. (2017). Factors shaping alien plant species richness spatial patterns across Natura 2000 Special Areas of Conservation of Greece. *Science of the Total Environment*, 601, 461-468.
- Drummond, J. A., (1997). Devastação e Preservação Ambiental no Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: UFF.
- Duque, A., Stevenson, P. R., & Feeley, K. J. (2015). Thermophilization of adult and juvenile tree communities in the northern tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(34), 10744-10749.
- Fernández-Palacios, J. M., & de Nicolás, J. P. (1995). Altitudinal pattern of vegetation variation on Tenerife. *Journal of Vegetation Science*, 6(2), 183-190.
- Flora do Brasil 2020 em construção (2020). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Available in: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>.
- Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., & Genovesi, P. (Eds.). (2013). *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges* (Vol. 7). Springer Science & Business Media.
- Foxcroft, L. C., Spear, D., van Wilgen, N. J., & McGeoch, M. A. (2019). Assessing the association between pathways of alien plant invaders and their impacts in protected areas. *NeoBiota*, 43, 1.
- Fundação Brasileira Para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), (2000). Cadernos FBDS 3. O Parque Nacional do Itatiaia. Rio de Janeiro.

- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barančok, P., Alonso, J. L. B., ... & Krajčiči, J. (2012). Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature climate change*, 2(2), 111-115.
- ICMBIO. (2014). Plano de Manejo Parque Nacional de Itatiaia. Available in: <https://www.icmbio.gov.br/parnaitatiaia/plano-de-manejo.html>.
- IPBES. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S., & Ngo, H. T. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *IPBES Secretariat*.
- IUCN Protected Areas. (2020). Available in: <https://www.iucn.org/theme/protected-areas>.
- Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204(3), 459-473.
- Kark, S. (2013). Ecotones and ecological gradients. In *Ecological systems* (pp. 147-160). Springer, New York, NY.
- Karr, L. L., Crisafulli, C. M., & Gerwing, J. J. (2018). The Spread of Exotic Plant Species at Mount St. Helens: The Roles of a Road, Disturbance Type, and Post-disturbance Management. In *Ecological Responses at Mount St. Helens: Revisited 35 years after the 1980 Eruption* (pp. 165-184). Springer, New York, NY.
- Khuroo, A. A., Weber, E., Malik, A. H., Reshi, Z. A., & Dar, G. H. (2011). Altitudinal distribution patterns of the native and alien woody flora in Kashmir Himalaya, India. *Environmental research*, 111(7), 967-977.
- Kluge, J., Kessler, M., & Dunn, R. R. (2006). What drives elevational patterns of diversity? A test of geometric constraints, climate and species pool effects for pteridophytes on an elevational gradient in Costa Rica. *Global ecology and biogeography*, 15(4), 358-371.
- KUEFFER, C. (2017). Plant invasions in the Anthropocene. *Science*, 358(6364), 724-725.
- KUEFFER, C., McDougall, K., Alexander, J., Daehler, C., Edwards, P., Haider, S., ... & Rew, L. J. (2013). Plant invasions into mountain protected areas: assessment, prevention and control at multiple spatial scales. In *Plant invasions in protected areas* (pp. 89-113). Springer, Dordrecht.

- Lee, C. B., & Chun, J. H. (2016). Environmental drivers of patterns of plant diversity along a wide environmental gradient in Korean temperate forests. *Forests*, 7(1), 19.
- Lembrechts, J. J., Pauchard, A., Lenoir, J., Nuñez, M. A., Geron, C., Ven, A., ... & Milbau, A. (2016). Disturbance is the key to plant invasions in cold environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(49), 14061-14066.
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522-1536.
- Marini, L., Bertolli, A., Bona, E., Federici, G., Martini, F., Prosser, F., & Bommarco, R. (2013). Beta-diversity patterns elucidate mechanisms of alien plant invasion in mountains. *Global Ecology and Biogeography*, 22(4), 450-460.
- Marline, L., Ah-Peng, C., & Hedderson, T. A. (2020). Epiphytic bryophyte diversity and range distributions along an elevational gradient in Marojejy, Madagascar. *Biotropica*.
- Martinelli, G., & Moraes, M. (2013). Livro Vermelho da Flora do Brasil (Red Book of Brazilian Flora).
- Martinez Arbizu, P. (2017). pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. *R package version 0.0.1*.
- McCune, B., Grace, J. B., & Urban, D. L. (2002). *Analysis of ecological communities* (Vol. 28). Gleneden Beach, OR: MjM software design.
- McDougall, K. L., Alexander, J. M., Haider, S., Pauchard, A., Walsh, N. G., & Kueffer, C. (2011). Alien flora of mountains: global comparisons for the development of local preventive measures against plant invasions. *Diversity and Distributions*, 17(1), 103-111.
- McDougall, K. L., Morgan, J. W., Walsh, N. G., & Williams, R. J. (2005). Plant invasions in treeless vegetation of the Australian Alps. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(3), 159-171.
- McLean, P., Gallien, L., Wilson, J. R., Gaertner, M., & Richardson, D. M. (2017). Small urban centres as launching sites for plant invasions in natural areas: insights from South Africa. *Biological invasions*, 19(12), 3541-3555.

- Mustaqeem Ahmad, S. K. U., & Singh, R. D. (2018). Patterns of alien plant species richness across gradients of altitude: analyses from the Himalayan state of Himachal Pradesh. *Tropical Ecology*, 59(1), 35-43.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... Wagner, H. (2016). vegan: Community Ecology Package. *R pack- age version 2.4-1*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira-Filho, A. T., & Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate 1. *Biotropica*, 32(4b), 793-810.
- Otto, R., Arteaga, M. A., Delgado, J. D., Arévalo, J. R., Blandino, C., & Fernández-Palacios, J. M. (2014). Road edge effect and elevation patterns of native and alien plants on an oceanic island (Tenerife, Canary Islands). *Folia Geobotanica*, 49(1), 65-82.
- Padilha, D. L., Loregian, A. C., & Budke, J. C. (2015). Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. *Biodiversity and conservation*, 24(9), 2293-2304.
- Padmanaba, M., Tomlinson, K. W., Hughes, A. C., & Corlett, R. T. (2017). Alien plant invasions of protected areas in Java, Indonesia. *Scientific reports*, 7(1), 1-11.
- Paiaro, V., Cabido, M., & Pucheta, E. (2011). Altitudinal distribution of native and alien plant species in roadside communities from central Argentina. *Austral Ecology*, 36(2), 176-184.
- Pauchard, A., & Alaback, P. B. (2004). Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*, 18(1), 238-248.
- Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C. C., Alexander, J., Edwards, P. J., ... & Jakobs, G. (2009). Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(9), 479-486.
- Pauchard, A., Milbau, A., Albiñ, A., Alexander, J., Burgess, T., Daehler, C., ... & Haider, S. (2016). Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation. *Biological invasions*, 18(2), 345-353.

Pickering, C., & Mount, A. (2010). Do tourists disperse weed seed? A global review of unintentional human-mediated terrestrial seed dispersal on clothing, vehicles and horses. *Journal of Sustainable Tourism*, 18(2), 239-256.

Plants of the World Online (2020). Royal Botanic Gardens Kew. Available in: <http://www.plantsoftheworldonline.org/>.

Pysek, P., Prach, K., Rejmánek, M., and Wade, M. (1995). Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species in plant invasions. In Kowarik, I. (1995). Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant invasions: general aspects and special problems*, 15-38.

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL <https://www.R-project.org/>.

Rahbek, C. (1995). The elevational gradient of species richness: a uniform pattern?. *Ecography*, 18(2), 200-205.

Rahbek, C. (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology letters*, 8(2), 224-239.

Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., ... & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4), 208-214.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153.

RICCIARDI, A. (2007). Are modern biological invasions an unprecedented form of global change?. *Conservation Biology*, 21(2), 329-336.

Richardson, D. M., & Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and distributions*, 17(5), 788-809.

Sánchez-González, A., & López-Mata, L. (2005). Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, Mexico. *Diversity and Distributions*, 11(6), 567-575.

- Seipel, T., Kueffer, C., Rew, L. J., Daehler, C. C., Pauchard, A., Naylor, B. J., ... & Cavieres, L. A. (2012). Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 236-246.
- Tang, L., Li, T., Li, D., & Meng, X. (2014). Elevational patterns of plant richness in the Taibai Mountain, China. *The Scientific World Journal*, 2014.
- Vakhlamova, T., Rusterholz, H. P., Kanibolotskaya, Y., & Baur, B. (2016). Effects of road type and urbanization on the diversity and abundance of alien species in roadside verges in Western Siberia. *Plant Ecology*, 217(3), 241-252.
- Zhang, D. (2017). A coefficient of determination for generalized linear models. *The American Statistician*, 71(4), 310-316.

Appendices 1 – Native and Alien Species Collected in Itatiaia National Park.

Species	Family	Status	Species	Family	Status
<i>Achyrocline satureioides</i>	Asteraceae	Native	<i>Paspalum melanospermum</i>	Poaceae	Native
<i>Ageratum fastigiatum</i>	Asteraceae	Native	<i>Paspalum notatum</i>	Poaceae	Native
<i>Andropogon leucostachyus</i>	Poaceae	Native	<i>Paspalum paniculatum</i>	Poaceae	Native
<i>Aristida recurvata</i>	Poaceae	Native	<i>Paspalum pilosum</i>	Poaceae	Native
<i>Austrolycopodium erectum</i>	Lycopodiaceae	Native	<i>Paspalum polyphyllum</i>	Poaceae	Native
<i>Axonopus compressus</i>	Poaceae	Native	<i>Philodendron appendiculatum</i>	Araceae	Native
<i>Axonopus fissifolius</i>	Poaceae	Native	<i>Phyllanthus niruri</i>	Phyllanthaceae	Native
<i>Axonopus siccus</i>	Poaceae	Native	<i>Plantago australis</i>	Plantaginaceae	Native
<i>Bidens segetum</i>	Asteraceae	Native	<i>Poa bradei</i>	Poaceae	Native
<i>Borreria dasycephala</i>	Rubiaceae	Native	<i>Pseudechinolaena polystachya</i>	Poaceae	Native
<i>Bromus brachyanterus</i>	Poaceae	Native	<i>Rhynchospora albomarginata</i>	Cyperaceae	Native
<i>Bromus catharticus</i>	Poaceae	Native	<i>Rhynchospora cephalotes</i>	Cyperaceae	Native
<i>Calamagrostis viridiflavescens</i>	Poaceae	Native	<i>Rhynchospora edwalliana</i>	Cyperaceae	Native
<i>Callisia diuretica</i>	Commelinaceae	Native	<i>Rugoloa pilosa</i>	Poaceae	Native
<i>Campuloclinium parvulum</i>	Asteraceae	Native	<i>Schizachyrium sanguineum</i>	Poaceae	Native
<i>Carex bonariensis</i>	Cyperaceae	Native	<i>Schizachyrium spicatum</i>	Poaceae	Native
<i>Carex fuscula</i>	Cyperaceae	Native	<i>Setaria parviflora</i>	Poaceae	Native
<i>Chaptalia nutans</i>	Asteraceae	Native	<i>Sida rhombifolia</i>	Malvaceae	Native
<i>Chascolytrum brasiliense</i>	Poaceae	Native	<i>Sisyrinchium micranthum</i>	Iridaceae	Native
<i>Chascolytrum itatiaiae</i>	Poaceae	Native	<i>Sisyrinchium palmifolium</i>	Iridaceae	Native
<i>Conyza bonariensis</i>	Asteraceae	Native	<i>Sisyrinchium uliginosum</i>	Iridaceae	Native
<i>Ctenanthe setosa</i>	Marantaceae	Native	<i>Solanum americanum</i>	Solanaceae	Native
<i>Cuphea ingrata</i>	Lythraceae	Native	<i>Solanum enantiophyllum</i>	Solanaceae	Native
<i>Cyperus celluloso-reticulatus</i>	Cyperaceae	Native	<i>Sporobolus indicus</i>	Poaceae	Native
<i>Cyperus hermaphroditus</i>	Cyperaceae	Native	<i>Stevia crenulata</i>	Asteraceae	Native
<i>Cyperus surinamensis</i>	Cyperaceae	Native	<i>Tradescantia fluminensis</i>	Commelinaceae	Native

<i>Danthonia secundiflora</i>	Poaceae	Native	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Poaceae	Alien
<i>Desmodium affine</i>	Fabaceae	Native	<i>Bidens pilosa</i>	Asteraceae	Alien
<i>Dichantherium hebotos</i>	Poaceae	Native	<i>Centella asiatica</i>	Apiaceae	Alien
<i>Dichantherium sabulorum</i>	Poaceae	Native	<i>Commelina diffusa</i>	Poaceae	Alien
<i>Dichantherium sciurotoides</i>	Poaceae	Native	<i>Cosmos sulphureus</i>	Asteraceae	Alien
<i>Dicranopteris flexuosa</i>	Geicheniaceae	Native	<i>Crocoshia crocosmiiflora</i>	Iridaceae	Alien
<i>Echinolaena inflexa</i>	Poaceae	Native	<i>Curcuma longa</i>	Zingiberaceae	Alien
<i>Emilia coccinea</i>	Asteraceae	Native	<i>Cynodon dactylon</i>	Poaceae	Alien
<i>Emilia fosbergii</i>	Asteraceae	Native	<i>Desmodium adscendens</i>	Fabaceae	Alien
<i>Eragrostis airoides</i>	Poaceae	Native	<i>Dracaena fragans</i>	Asparagaceae	Alien
<i>Eriope macrostachya</i>	Lamiaceae	Native	<i>Eleusine indica</i>	Poaceae	Alien
<i>Euplassa itatiaiae</i>	Proteaceae	Native	<i>Epipremnum aureum</i>	Araceae	Alien
<i>Fimbristylis dichotoma</i>	Cyperaceae	Native	<i>Eragrostis cilianensis</i>	Poaceae	Alien
<i>Galianthe brasiliensis</i>	Rubiaceae	Native	<i>Eragrostis plana</i>	Poaceae	Alien
<i>Gamochaeta grazielae</i>	Asteraceae	Native	<i>Eriochloa villosa</i>	Poaceae	Alien
<i>Grazielia multifida</i>	Asteraceae	Native	<i>Galinsoga parviflora</i>	Asteraceae	Alien
<i>Homolepis glutinosa</i>	Poaceae	Native	<i>Geranium thumbergii</i>	Geraniaceae	Alien
<i>Hydrocotyle itatiaiensis</i>	Araliaceae	Native	<i>Hedychium coronarium</i>	Zingiberaceae	Alien
<i>Hydrocotyle quinqueloba</i>	Araliaceae	Native	<i>Houttuynia cordata</i>	Saururaceae	Alien
<i>Hypericum brasiliense</i>	Hypericaceae	Native	<i>Hydrangea macrophylla</i>	Hydrangeaceae	Alien
<i>Inulopsis scaposa</i>	Asteraceae	Native	<i>Impatiens walleriana</i>	Balsaminaceae	Alien
<i>Iresine diffusa</i>	Amaranthaceae	Native	<i>Musa rosaceae</i>	Musaceae	Alien
<i>Juncus microcephalus</i>	Juncaceae	Native	<i>Poa annua</i>	Poaceae	Alien
<i>Juncus tenuis</i>	Juncaceae	Native	<i>Prunella vulgaris</i>	Lamiaceae	Alien
<i>Leptostelma maximum</i>	Asteraceae	Native	<i>Rubus rosifolius</i>	Rosaceae	Alien
<i>Luzula ulei</i>	Juncaceae	Native	<i>Rumex acetosella</i>	Polygonaceae	Alien
<i>Microlicia isophylla</i>	Melastomataceae	Native	<i>Tradescantia zebrina</i>	Poaceae	Alien
<i>Ocellochloa pulchella</i>	Poaceae	Native	<i>Trifolium repens</i>	Fabaceae	Alien
<i>Oxalis debilis</i>	Oxalidaceae	Native	<i>Urochloa maxima</i>	Poaceae	Alien

Parodiophyllochloa cordovens

Poaceae

Native

Youngia japonica

Asteraceae

Alien

Source: from the author (2020).

CONCLUSÃO GERAL

Esse trabalho traz novas informações sobre a distribuição de espécies nativas e exóticas ao longo de um gradiente altitudinal em um ambiente montanhoso tropical. Ao contrário do que a maioria dos estudos observam, uma redução no número de espécies exóticas com o aumento da altitude, nosso trabalho demonstra que as espécies exóticas estão ocorrendo em maior número nos extremos do gradiente altitudinal. Áreas de menor e maior altitude apresentaram maior riqueza de espécies exóticas. Na nossa área de pesquisa essas áreas correspondem às áreas com maior número de visitas no Parque Nacional de Itatiaia. Esse maior número de turistas pode representar uma maior pressão de propágulos, facilitando a introdução e o estabelecimento de novas espécies exóticas nessas áreas. Além disso, as espécies de plantas exóticas ocorrendo nas maiores altitudes formam um conjunto específico de espécies exóticas, não sendo um sub grupo das espécies exóticas das áreas de menor altitude. Fatores ambientais que co-variam ao longo do gradiente altitudinal podem estar filtrando a distribuição e ocorrência das espécies exóticas em altitudes mais elevadas.

Um maior número de espécies exóticas também foi observado associado a parcelas mais próximas das estradas e trilhas de pontos amostrais com maior número de turistas. Esse fato pode ser explicado devido a maiores distúrbios antropogênicos ocorrerem onde a presença humana é maior. Beiras de estradas e trilhas passam por manutenção com certa frequência abrindo espaço para novas colonizações, além de interferir na disponibilidade local de recursos, como luminosidade e escoamento de água. As instalações utilizadas por turistas podem ser consideradas o primeiro ponto de introdução de espécies exóticas, que posteriormente se dispersão para áreas naturais. A maior intensidade de uso das instalações, como áreas de camping e cachoeiras, pode representar uma maior pressão de propágulos, beneficiando a distribuição e estabelecimento de espécies exóticas em outras áreas, incluindo áreas naturais próximas a essas áreas.

Os resultados obtidos com esse trabalho podem servir de base para estratégias de manejo das espécies exóticas presentes no Parque Nacional de Itatiaia. De acordo com o trabalho de Ziller *et al.* (aceito para publicação) espécies exóticas com alto potencial de invasão, porém que ainda não se tornaram invasoras e que estejam ocorrendo em poucos lugares devem ser priorizadas para manejo e erradicação. A eliminação dessas espécies visa evitar que elas venham a se tornar invasoras e causar problemas. O esquema também proporciona a análise conjunta para seleção de áreas prioritárias e disponibilidade de recursos. Em associação com a

Coordenação de Uso Público do Parque, o controle precoce de espécies exóticas pode evitar que elas se tornem invasoras causando prejuízos ecológicos e dificultando seu controle e erradicação do Parque. Além disso, esse trabalho contribui para o conhecimento de padrões de distribuição de espécies exóticas em áreas tropicais e a associação do número de espécies com a intensidade de uso por turistas das áreas naturais protegidas. Com a decorrente mudança climática global e o crescimento na taxa de visitação dessas áreas, o conhecimento e acompanhamento das respostas que essas espécies terão ao longo de um gradiente de altitude podem nos ajudar na proposição de medidas de mitigação dos impactos que as espécies exóticas podem causar na comunidade nativa local.