



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC

**O EFEITO DAS ESTRADAS SOBRE A DINÂMICA DA COBERTURA  
FLORESTAL DE FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA**

ARTUR LUPINETTI

Santo André

2019



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC

**O EFEITO DAS ESTRADAS SOBRE A DINÂMICA DA COBERTURA  
FLORESTAL DE FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA**

Aluno: Artur Lupinetti Cunha  
Orientadora: Dr<sup>a</sup> Simone Rodrigues de Freitas

**Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado à Universidade Federal  
do ABC como pré-requisito para a  
obtenção do diploma de Bacharel em  
Ciências Biológicas.**

Santo André

2019

## RESUMO

A perda e fragmentação de habitat são problemas que vem atingindo os domínios fitogeográficos brasileiros ao longo das décadas. A ação antrópica é o principal agente deste processo, destacando-se a expansão agropecuária e da malha viária. O presente trabalho visa entender a relação entre as estradas e a dinâmica florestal e a qualidade de vegetação nos fragmentos de todo o domínio da Mata Atlântica. Foram utilizados softwares de geoprocessamento para cruzar os mapas de fragmentos florestais e estradas com outras variáveis da paisagem, como relevo e atributos bioclimáticos. A partir de imagens do EVI (*Enhanced Vegetation Index*) do período de 2006 a 2016, calculamos a variação da qualidade florestal em fragmentos com pelo menos 5 anos de idade. Criamos modelos simples e modelos múltiplos, adicionando covariáveis (características da paisagem e clima). Estes modelos foram selecionados utilizando a abordagem de seleção pelo Critério de Informação Akaike. O modelo melhor selecionado para a regeneração foi a declividade média (relação positiva) em conjunto com a déficit hídrico (relação negativa). Este modelo também foi um dos melhores selecionados para explicar o desmatamento, além do efeito em conjunto da declividade média (relação positiva) e distância de estradas (relação positiva). Acreditamos que terrenos mais declivosos dificultam o avanço da ocupação e das atividades antrópicas, beneficiando a regeneração. A relação positiva entre o desmatamento e a distância às estradas é reflexo do esgotamento dos fragmentos de vegetação natural próximos a estradas na Mata Atlântica. A variação do EVI dos fragmentos ao longo do tempo, mostrou-se relacionada com o déficit hídrico, com a distância de estradas e com a distância da borda, de diferentes formas em diferentes épocas do ano (período seco e período úmido). Acreditamos que durante o período seco a variação do EVI está mais relacionada ao déficit hídrico devido ao baixo ganho de biomassa nesse período. Já no período úmido, a média do EVI mostrou-se maior distante de bordas e estradas, demonstrando que as regiões mais interiores (centrais) dos fragmentos de cinco anos estão mais estabelecidas quanto à qualidade florestal.

**Palavras-chave:** Desmatamento, Ecologia de Estradas, Ecologia de Paisagem, Fragmentação Florestal, Regeneração Florestal

## **ABSTRACT**

Habitat loss and fragmentation is a problem that has been affecting Brazilian biomes over the decades. Anthropogenic activities are the main agent of this process, highlighting the agricultural and the road network's expansion. This work aims to understand the relationship between roads and forest dynamics and vegetation quality in Atlantic Forest fragments. Geoprocessing tools were used to cross forest fragments and roads maps with other landscape variables, such as relief and climatic attributes. We used enhanced Vegetation Index (EVI) images from 2006 to 2016 to calculate forest quality variation in fragments aging at least 5 years old. We created simple and multiple models by adding covariates (landscape and climatic characteristics) one by one. These models were selected using the Akaike Information Criteria selection approach. The best selected model for regeneration was the mean slope (positive ratio) together with the water deficit (negative ratio). This model was also one of the best selected to explain deforestation, in addition to the combined effect of mean slope (positive ratio) and road distance (positive ratio). We believe that more steep terrain hinder the advancement of human occupation and anthropic activities, benefiting regeneration. The positive relationship between deforestation and distance to roads is a reflection of the depletion of fragments of natural vegetation near roads in the Atlantic Forest. The variation of the EVI of the fragments over time was related to the water deficit, distance from roads and distance from the edge, in different ways at different times of the year (dry and wet period). We believe that during the dry period, the EVI variation is more related to water deficit due to the low biomass gain in this period. In the humid period, however, the average of the EVI was greater far from edges and roads, demonstrating that the center of the 5-year fragments are more stable in terms of forest quality.

**Keywords:** Deforestation, Forest Regeneration, Fragmentation, Landscape Ecology, Road Ecology

## **DEDICATÓRIA**

Dedicado às pessoas que me apoiaram para a realização do presente trabalho.

## **FINANCIAMENTO**

O presente Trabalho de Conclusão de Curso foi financiado com recursos da FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – através da concessão de bolsa de iniciação científica (processo 2017/17659-6), durante o período de 2018 a 2019. O início do projeto também foi financiado pelo CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) através da concessão de bolsa de iniciação científica durante o ano de 2017.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Universidade Federal do ABC por propiciar, primeiramente, um ambiente onde a ciência e a pesquisa são valorizadas e, não menos importante, um conhecimento amplo sobre muitas áreas do conhecimento.

Agradeço a todos os pesquisadores e profissionais que disponibilizaram dados para a realização desta pesquisa. Acredito que os dados abertos aceleram o desenvolvimento da ciência e estes foram essenciais para este trabalho.

Agradeço também minha orientadora, Simone Rodrigues de Freitas, por sempre ser paciente e incentivar meu crescimento acadêmico e profissional, e meu coorientador, Leandro Reverberi Tambosi, por todas as reuniões e discussões que permitiram a realização do presente trabalho. Os dois me incentivaram a aprender sempre mais e buscar uma qualidade cada vez maior para o projeto.

Agradeço os meus colegas de laboratório e todos amigos que, direta ou indiretamente, participaram do desenvolvimento do projeto que gerou este trabalho através da troca de conhecimento, de revisões no texto, de sugestões e fornecendo apoio emocional.

Um agradecimento especial ao Douglas Cirino, que participou ativamente do desenvolvimento do projeto. Tenho certeza que este TCC não teria metade da qualidade atual sem o suporte técnico e emocional que você me deu durante toda a minha formação!

Agradeço meus familiares, especialmente minha mãe, pai e irmão (Meire, Antonio e Pedro) por sempre me apoiarem e acreditarem em mim, incentivarem meu crescimento e valorizarem minhas escolhas. Não chegaria onde cheguei sem vocês.

## **SUMÁRIO**

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>8</b>
<b>CAPÍTULO 1 - AGENTES DA DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA: QUAL O EFEITO DAS ESTRADAS?.....</b>	<b>12</b>
1.1 INTRODUÇÃO .....	12
1.2 OBJETIVOS .....	14
1.3 MÉTODOS .....	14
1.4 RESULTADOS .....	17
1.5 DISCUSSÃO .....	20
<b>CAPÍTULO 2 - O EFEITO DAS ESTRADAS SOBRE A QUALIDADE DA VEGETAÇÃO EM FRAGMENTOS ESTABILIZADOS DE MATA ATLÂNTICA .....</b>	<b>21</b>
2.1 INTRODUÇÃO .....	22
2.2 OBJETIVOS .....	24
2.3 MÉTODOS .....	25
2.4 RESULTADOS .....	26
2.5 DISCUSSÃO.....	31
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>34</b>
<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>35</b>



## INTRODUÇÃO GERAL

A perda e fragmentação de habitat são problemas que vem atingindo os domínios fitogeográficos brasileiros ao longo das décadas. Esses processos reduzem a área de vegetação nativa e a conectividade entre fragmentos, podendo isolar populações geográfica e geneticamente, tornando fragmentos muitas vezes inadequados para a persistência de espécies da fauna e da flora (Forman e Deblinger 2000). A fragmentação deixa as populações que habitam as manchas de habitat mais suscetíveis à influência de desastres naturais e da ação antrópica e reduz a probabilidade de recolonização após extinções locais (Banks-Leite *et al.* 2010, Fischer e Lindenmayer 2007). A fragmentação afeta, inclusive, a provisão de serviços ecossistêmicos, desestabilizando o ciclo dos nutrientes e simplificando a rede de interações destes habitats, devido ao fato de que manchas pequenas e locais muito fragmentados geralmente apresentam uma menor riqueza de espécies ao comparadas com fragmentos maiores e mais conectados (Haddad *et al.* 2015).

Tratando-se da Mata Atlântica, domínio fitogeográfico que ocupa principalmente a região da costa litorânea do Brasil e abriga cerca de 61% da população do país (SOS Mata Atlântica, 2013), há um longo histórico de ocupação e exploração de recursos pela atividade antrópica (Dean 1996). Essa exploração teve início antes mesmo do descobrimento do Brasil, em 1500, por populações tradicionais indígenas que realizavam agricultura em pequena escala e manejavam as plantações através de queimadas (Fonseca, 1985). Com a colonização portuguesa, a extração de pau-brasil (*Caesalpinia echinata*) para fins comerciais e a construção de vilas levou ao desmatamento de áreas consideravelmente grandes da Mata Atlântica, o que se tornou ainda mais intenso quando a economia se direcionou para a produção de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) em monoculturas voltadas à exportação para a Europa, seguida por mais devastação de áreas de floresta nativa para a exploração de minérios (ouro e ferro). O próximo ciclo econômico foi o do café (*Coffea arabica*), que além de ser cultivado em amplas áreas, intensificou a expansão urbana e ferroviária pelo bioma e, por fim, o crescimento das atividades industriais e o adensamento populacional que

demandavam uma quantidade cada vez maior de recursos naturais, levaram à situação atual de ocupação e mudanças no uso do solo da Mata Atlântica (Fonseca, 1985).

Ainda hoje, a região da mata atlântica é intensamente impactada pelas ações antrópicas. O bioma abriga as maiores cidades do país e concentra mais da metade da população brasileira, portanto até mesmo os remanescentes vegetais protegidos por Unidades de Conservação podem estar ameaçados. A maior metrópole do hemisfério sul do globo, a cidade de São Paulo, encontra-se dentro do domínio da Mata Atlântica. Essa metrópole e outras cidades de grande porte estão diretamente relacionadas à vegetação nativa, seja pela proximidade, seja pela dependência de recursos e serviços ecossistêmicos provenientes dos poucos remanescentes florestais do bioma. Em contrapartida, essa relação entre a população e a floresta atlântica pode ser por vezes antagonista: parte considerável da diversidade biológica da Mata Atlântica tornou-se ameaçada de extinção nos poucos mais de 500 anos de exploração (Myers, 2000). Alguns animais e plantas ameaçados e raros ocorrem em poucas regiões do bioma (Galetti *et al.* 2017) e a persistência da diversidade depende da persistência e qualidade da floresta.

O principal agente de perda e modificação de habitat é a ação antrópica: atividades como a expansão da agropecuária, o corte seletivo de madeira, a mineração e a expansão da malha viária (Laurance *et al.* 2001, Maxweel *et al.* 2016, Soares-Filho *et al.* 2006). Neste contexto destaca-se o impacto das rodovias, por produzirem o efeito indireto de estimular mudanças no uso do solo ao servirem de via de acesso à ocupação humana, permitindo a colonização de áreas remotas, tanto para ocupação humana quanto para a exploração de recursos da fauna e da flora, como a caça e extração de madeira de formas ilegais (Antunes *et al.* 2016; Freitas *et al.* 2013; Nagendra *et al.* 2003). Diretamente, o avanço de estradas sobre os fragmentos de vegetação nativa gera diversos efeitos negativos: durante o período de construção ou de duplicação de rodovias há desmatamento e intervenções no solo e nos corpos d'água (Laurance, 2009); durante a operação, o grande fluxo de veículos aumenta a emissão de gases pelos escapamentos e a poluição sonora na região, interferindo na comunicação, reprodução e alimentação de animais, principalmente aves e anfíbios (Reijnen *et al.* 1995, Forman & Deblinger 2000;

Nelson *et al.* 2017). Também geram risco de atropelamento à fauna que tenta atravessar essas rodovias (Cáceres *et al.* 2010, Dornas *et al.* 2012, Jaeger 2015).

A área afetada pelas estradas, considerando a intensidade, a área e a maneira com que as infraestruturas viárias afetam a fauna, a flora e o ambiente físico, foi definida pelo termo zona de efeito das estradas (*road-effect zone - REZ*) por Forman e colaboradores (2000). A máxima distância em que se pode observar alterações na água, no solo e na biota define o tamanho dessa zona, sendo que a largura (e assim a zona de efeito em total) é influenciada pelo tipo e largura da estrada, volume de tráfego, assim como a fitofisionomia que ela cruza e fragmenta (Forman & Alexander 1998, Forman & Deblinger 2000). Por outro lado, o conceito de *roadless areas*, ou áreas sem estradas, surgiu para definir locais onde não há influência de infraestruturas viárias, representando um ambiente menos impactado e em bom estado de conservação (Strittholt e Dellasala 2001, Selva *et al.* 2015), que por apresentarem manchas de habitat maiores e mais conectadas, são essenciais para animais de grande porte ou com uma maior área de vida, podendo abrigar espécies de alta sensibilidade (Chen & Roberts, 2008).

Dada a variação no tipo e intensidade de efeitos que estradas provocam, o planejamento de implantação e ampliação da malha viária deve, cada vez mais, considerar o contexto numa escala de paisagem para a manutenção de *roadless areas*, a fim de evitar a fragmentação e impactos ecológicos provocados pelas rodovias. Na legislação alemã, por exemplo, as *roadless areas* já são consideradas nas obras de expansão de infraestruturas (*Federal Nature Conservation Act from 29 July 2009, Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety*). Deve-se, portanto, considerar não apenas a disposição de estradas existentes, como também outros elementos da paisagem e como estes interagem com as estradas, pois o processo de expansão urbana e agropecuária estão altamente relacionados à ampliação da malha viária. Como a exploração das áreas florestais se intensificou nas últimas décadas, trazendo danos à biodiversidade brasileira, e como a perda de cobertura florestal no Brasil excede o ganho por regeneração na Mata Atlântica (Molin *et al.* 2017, Projeto MapBiomias v.4.0 2019), o presente trabalho visa compreender a relação entre a dinâmica da cobertura florestal e características da paisagem na Mata Atlântica, com enfoque nas estradas.

## Área de estudo

A área de estudo é todo o território do domínio fitogeográfico da Mata Atlântica (segundo o Mapa da Cobertura Vegetal Nativa da Mata Atlântica ano base 2002 do Ministério do Meio Ambiente), composto por formações vegetais distintas entre si (Tonhasca 2005). Considerada um hotspot de biodiversidade, a Mata Atlântica sofre com um grande processo de fragmentação e perda de cobertura vegetal, principalmente pela ação antrópica (Myers *et al.* 2000; Myers 2003; Mittermier *et al.* 2005), sendo que, atualmente, sobraram apenas cerca de 28% de vegetação nativa, distribuídas em fragmentos pequenos e isolados (Rezende *et al.* 2018). Apesar da queda nas taxas de desmatamento no período de estudo, a cobertura florestal é dinâmica, apresentando variações de ganho e perda de cobertura e de qualidade vegetacional ao longo de todo o bioma (Lira *et al.* 2012; Ferraz *et al.* 2014; Hansen *et al.* 2013). O primeiro capítulo do trabalho analisou os fragmentos de vegetação nativa, de áreas desmatadas e de áreas que regeneraram entre os anos de 2000 e 2016, contidos na base de dados do MapBiomas (Projeto MAPBIOMAS 2017) e, no segundo capítulo, analisamos fragmentos de Mata Atlântica com idade superior a 5 anos em 2006.

# AGENTES DA DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA: QUAL O EFEITO DAS ESTRADAS?

## 1.1. INTRODUÇÃO

Devido ao amplo histórico de exploração antrópica sobre seus recursos naturais, a Mata Atlântica encontra-se restringida a uma pequena área de seu território natural. Segundo Ribeiro e colaboradores (2009), cerca de 88% da vegetação nativa do bioma já foi desmatada, dando lugar às cidades e extensos campos para a produção agrícola e pecuária (Fonseca, 1985). Os principais remanescentes encontram-se principalmente dentro de Unidades de Conservação na Serra do Mar, Vale do Ribeira, Iguaçu, Sul da Bahia e Pontal do Paranapanema, estando distribuídos pelas diferentes regiões biogeográficas da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009). Tal distribuição é importante, dada a variação climática e topográfica entre as regiões, que abrigam fitofisionomias e diversidades faunísticas distintas. Fragmentos florestais maiores representam, em muitos casos, habitats para espécies mais sensíveis, sendo não apenas um local com maior riqueza taxonômica, mas também funcional em relação às paisagens muito fragmentadas, como demonstrado por Bovo e colaboradores (2018).

As estradas são um dos principais agentes da fragmentação, dividindo a Mata Atlântica em muitos fragmentos territoriais, sendo a maioria menor do que 100 hectares (Lupinetti *et al.* em preparação). Outra consequência é que estradas facilitam o acesso humano a áreas remotas, expandindo a influência antrópica sobre a biodiversidade e estimulando mudanças no uso da terra (Freitas *et al.*, 2010; Ibisich *et al.*, 2016; Nagendra *et al.*, 2003; Selva *et al.*, 2015). No caso da Mata Atlântica, as estradas aumentam o desmatamento (Freitas *et al.* 2010), reduzem a efetividade potencial de Unidades de Conservação (Freitas *et al.* 2013) e afetam a abundância de pequenos mamíferos, favorecendo espécies generalistas e prejudicando as especialistas florestais (Freitas *et al.* 2012). Além disso, os atropelamentos de vertebrados apresentam uma relação com características da paisagem, como proximidade de rios (Bueno *et al.* 2015) e de áreas de agropecuária (Cirino 2018).

Já as áreas distantes das rodovias, conhecidas pelo termo *roadless areas*, são áreas que geralmente apresentam menor risco de sobre-exploração dos recursos naturais. Esse distanciamento permite que a regeneração de florestas tropicais nestes locais e em seus entornos ocorra de forma mais eficiente (Selva *et al.* 2015), por geralmente possuírem maior conectividade e servirem como uma fonte de biodiversidade, podendo auxiliar na regeneração de fragmentos vizinhos (Leite *et al.* 2013) por possuírem uma maior riqueza funcional, como, por exemplo, de aves frugívoras com maior capacidade de dispersão de sementes, que participam do processo de recolonização vegetal de áreas desmatadas ou clareiras (Bovo *et al.* 2018).

A presença e a proximidade das estradas podem afetar, a curto e a longo prazo, o processo de dinâmica da cobertura florestal (Freitas *et al.* 2010). Essa dinâmica é a mudança estrutural que uma floresta está submetida ao longo do tempo, seja um aumento da biomassa (regeneração, crescimento, aumento da cobertura arbórea) ou queda da biomassa (causada por abertura de clareiras, desmatamento, queimadas) (Laurance *et al.* 2009). Este é um processo altamente influenciado pelas características da paisagem ao redor dos fragmentos florestais (Metzger 2001; Freitas *et al.* 2010), como o uso e ocupação do solo (Molin *et al.* 2017) e a conectividade com outros fragmentos (Leite *et al.* 2013). Outro fator que influencia a dinâmica florestal é o tipo de distúrbio pelo qual o fragmento passou (Crouzeilles *et al.* 2016). Dado que as estradas podem acelerar o processo de desmatamento e dificultar o processo de regeneração florestal (Nagendra *et al.* 2003, Freitas *et al.*, 2010), faz-se importante compreender a interação entre estas infraestruturas viárias e a dinâmica da cobertura florestal, podendo servir de subsídio para o planejamento de projetos de expansão da malha viária e de investimentos para a recuperação de áreas degradadas e criação de Unidades de Conservação.

## 1.2.OBJETIVOS

O objetivo do trabalho é compreender a influência das estradas e outras características da paisagem sobre a dinâmica florestal no bioma Mata Atlântica, observando se o aumento e a perda de áreas florestais são influenciados pela proximidade e densidade de estradas, assim como por outras variáveis que possam estar relacionadas com as próprias estradas ou com processos da dinâmica florestal: (1) declividade e (2) altitude, dado que características topográficas afetam a expansão da malha viária (Freitas *et al.* 2010); (3) distância de rios e (4) déficit hídrico, representando fontes de recursos hídricos necessários para o crescimento vegetal; (5) distância de áreas urbanas, por ser um fator relacionado à densidade de estradas e que em muitos casos estimula a exploração de recursos vegetais; e (6) densidade de focos de incêndio, que afeta a persistência de vegetações e é mais frequente próximo às estradas (Cavalcanti e Freitas 2018, no prelo).

Espera-se que a perda de biomassa seja maior próximo às estradas e aos centros urbanos, por serem locais onde a exploração e as mudanças no uso do solo são mais intensas, em locais com menor disponibilidade hídrica, dado que a água é um recurso necessário para o crescimento das plantas, e de baixa declividade e altitude, devido à facilidade ao acesso e ocupação humana. O oposto é esperado quanto a regeneração florestal. Supõe-se também que as estradas e seus efeitos secundários, assim como a proximidade de áreas urbanas, retardam o progresso da regeneração florestal (Freitas *et al.* 2010, Teixeira *et al.* 2009).

## 1.3. MÉTODOS

Através de softwares de geoprocessamento, QGIS e ArcGIS, a quantificação das variáveis foi feita utilizando *grids* de hexágonos amostrais de 1° (área = 1.239.203 ha) e 0,5° (área = 619.601 ha) sobre todo o domínio fitogeográfico. A variação na cobertura de vegetação nativa foi obtida cruzando mapas de uso e cobertura do solo dos anos 2000 e 2016 (Figura 1, Projeto MAPBIOMAS v.2.1 2017), calculando-se as proporções de áreas regeneradas/desmatadas na área total do hexágono (densidade de regeneração/desmatamento) com base na variação da cobertura florestal neste período de tempo. É

importante destacar que a variação na cobertura vegetal foi analisada apenas para formações florestais naturais, portanto florestas plantadas não entram nesta contabilização. Áreas de silvicultura apresentam baixa diversidade de espécies (Barlow *et al.* 2007, Stephens & Wagner 2007, Gibson *et al.* 2011), muitas vezes apenas uma espécie de interesse econômico (como *Pinus* e *Eucalyptus*), e não fornecem serviços ecossistêmicos no mesmo nível que florestas naturais (Taki *et al.* 2011). Além disso, a dinâmica florestal destas áreas, devido ao corte seletivo periódico e plantação constante, é muito maior do que em fragmentos que passam pelo processo de sucessão ecológica.

A variável operacional utilizada para analisar o impacto das infraestruturas viárias sobre a dinâmica da cobertura florestal foi a densidade de estradas (IBGE 2016), que é calculada como o comprimento de estradas dividido pela área do hexágono (resultando em um valor medido em quilômetros de estradas por quilômetros quadrados). Da mesma forma foram calculadas as proporções de área urbana (Projeto MAPBIOMAS 2017) e a densidade de cursos d'água (IBGE 2016). Calculou-se a densidade de focos de incêndio (INPE 2017) através da contagem de focos ocorridos durante o período de estudo dividida pela área do hexágono.

Em seguida calculou-se a distância entre o centróide de cada hexágono e (1) a estrada pavimentada; (2) a estrada de qualquer tipo; (3) a área urbana e; (4) o curso d'água mais próximos, como uma forma de representar uma generalização das variáveis de distância dentro dos hexágonos.

Aspectos da topografia (declividade e altitude), obtidos pelo Topodata (Valeriano 2008), com resolução espacial de 30 m, também foram considerados: para cada hexágono a média, o desvio padrão e a amplitude das variáveis topográficas foram obtidos. Estas mesmas estatísticas também foram calculadas para o déficit hídrico, que por sua vez foi calculado com base em mapas globais da evapotranspiração potencial (*Potencial Evapotranspiration* - PET) e real (*Actual Evapotranspiration* - AET), produzidos pelo CGIAR-CSI (*Consortium for Spatial Information*, Trabucco *et al.* 2010, Zomer *et al.* 2007, Zomer *et al.* 2008). O déficit hídrico é dado pela subtração: PET – AET.



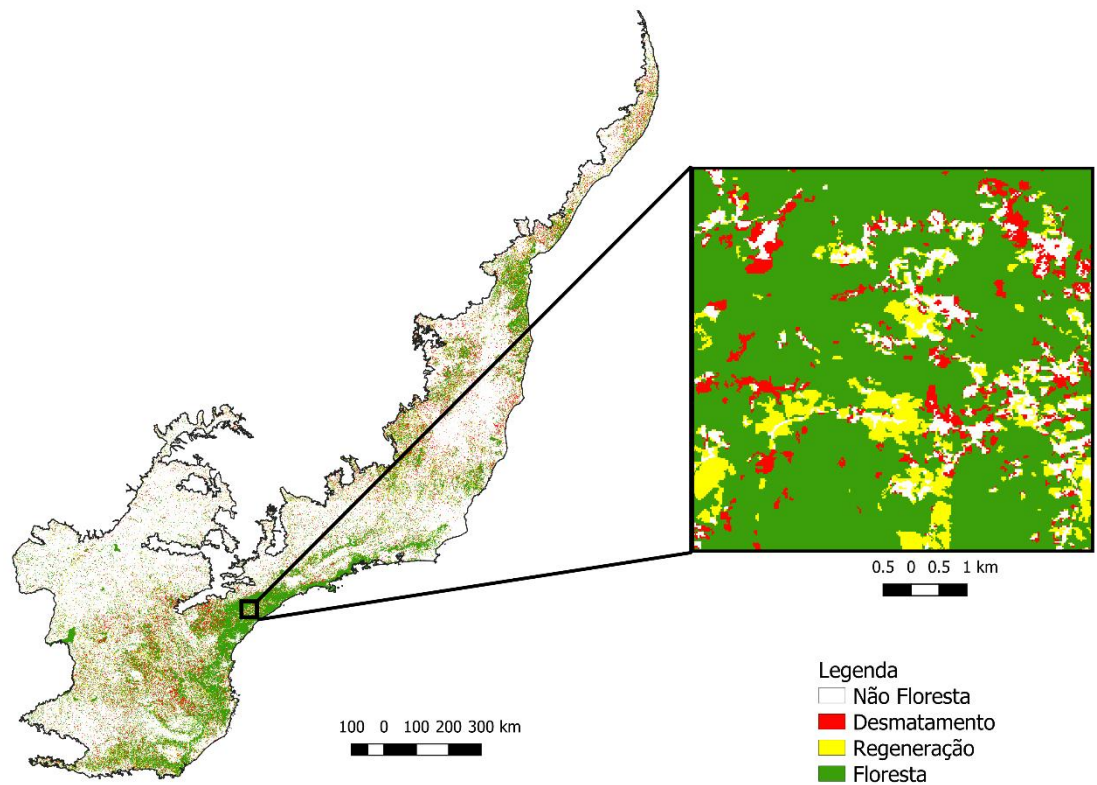


Figura 1. Mapa da dinâmica florestal na Mata Atlântica entre 2000 e 2016. Não Floresta representa locais que não eram floresta em 2000 e continuaram não sendo em 2016. Floresta representa locais que eram floresta em 2000 e continuaram sendo em 2016.

Para avaliar a relação entre a dinâmica da cobertura florestal e características da paisagem (tais como estradas, disponibilidade hídrica e topografia), geramos modelos lineares generalizados, da família gaussiana, considerando como variáveis dependentes a proporção de regeneração florestal e a proporção de perda de biomassa (em área relativa a área do hexágono amostral). As variáveis independentes foram: (1) distância das rodovias pavimentadas; (2) distância de estradas; (3) distância de rios; (4) distância de áreas urbanas; (5) densidade de estradas pavimentadas; (6) densidade de estradas; (7) densidade de rios; (8) densidade de áreas urbanas; (9) densidade de focos de incêndio; (10) déficit hídrico (média, desvio padrão e amplitude); (11) declividade (média, desvio padrão e amplitude) e (12) altitude (média, desvio padrão e amplitude). A escolha de tais variáveis independentes foi dada de modo a comparar a relevância das estradas para explicar a dinâmica da cobertura florestal em relação a outras características da paisagem, representadas pela topografia, disponibilidade hídrica e uso do solo.

Geramos modelos lineares generalizados simples, contendo apenas uma das variáveis independentes, e modelos mais complexos com até 3 variáveis, sendo que cada variável independente em um modelo multivariado representa uma das seguintes categorias: topografia, disponibilidade hídrica e uso do solo (na qual estão incluídas as estradas). Não foram criados modelos com variáveis altamente correlacionadas entre si ( $R > 0,60$ ).

Os modelos foram selecionados pelo Critério de Informação Akaike corrigido (AICc; Burnham e Anderson 2002) verificando quais explicam melhor as variáveis dependentes – perda e regeneração florestal. Com esta abordagem foi possível verificar a magnitude dos efeitos das diferentes variáveis sobre os processos de regeneração e desmatamento. As análises foram feitas através dos pacotes estatísticos disponíveis no programa R (versão 3.3.1), com o uso dos pacotes (1)bbmle, (2)numDeriv e (3)foreign. Nestas análises também incluímos modelos nulos (variável independente = 1) a fim de avaliar a consistência dos modelos selecionados. O melhor modelo é aquele com menor valor de AIC, sendo aqueles com Evidência  $\leq 2$  considerados igualmente plausíveis (Burnham e Anderson 2002). A evidência representa a comparação de cada modelo com aquele melhor selecionado, e é calculada dividindo o peso de Akaike (ou seja, a importância relativa do modelo em relação ao conjunto de modelos analisados) do melhor modelo pelo peso do modelo analisado, sendo que o menor valor para tal parâmetro é 1 (melhor modelo) e vai crescendo conforme o modelo analisado se distancia do melhor.

#### **1.4. RESULTADOS**

Entre 2000 e 2016 o domínio fitogeográfico apresentou uma área de cerca de 4.955.851 ha de fragmentos florestais regenerados e de 8.338.256 ha desmatados, sendo que apenas 8,5% das unidades amostrais de 1° apresentaram mais regeneração do que desmatamento, valor que aumenta para 13,0% nas unidades de 0,5°, confirmando que, segundo os dados utilizados, houve mais perda do que ganho de biomassa na Mata Atlântica no período analisado.

O modelo que melhor explicou a quantidade de mata regenerada em ambas as escalas foi a declividade média em conjunto com o déficit hídrico médio (Tabela 1). Este

mesmo modelo também foi um dos melhores selecionados (Evidência  $\leq 2$ ) para explicar o desmatamento, além do modelo declividade média em conjunto com a distância das estradas (Tabela 1). Em ambos os processos da dinâmica da cobertura florestal a relação da variável declividade é positiva e do déficit hídrico é negativa, enquanto a distância das estradas tem um efeito positivo em relação à proporção de desmatamento (Tabela 1).

Tabela 1. Modelos selecionados pelo AICc (Evidência  $< 2$ ) e os modelos nulos. O sinal de positivo ou negativo entre parênteses indicam a relação entre a variável dependente e independente. Modelos cuja evidência tende ao infinito, por possuírem um peso muito inferior ao do melhor modelo, estão representados pelo sinal “-“ na coluna “Evidência”.

Variável Dependente	Modelo	AICc	dAIC	Peso	Evidência
Proporção de Regeneração hex. 1°	Declividade Média (+) + Déficit Hídrico Médio (-)	-483,4	0,0	0,843	1,000
	Modelo nulo ~1	-459,4	24,0	<0,001	-
Proporção de Desmatamento hex. 1°	Declividade Média (+) + Distância de estradas (+)	-347,6	0,0	0,337	1,000
	Declividade Média (+) + Déficit Hídrico Médio (-)	-346,6	1,0	0,206	1,638
	Modelo nulo ~1	-332,1	15,5	<0,001	-

Tabela 1. Continuação

<b>Variável Dependente</b>	<b>Modelo</b>	<b>AICc</b>	<b>dAIC</b>	<b>Peso</b>	<b>Evidência</b>
Proporção de Regeneração hex. 0,5°	Declividade Média (+) + Déficit Hídrico Médio (-)	-954,2	0,0	1,000	1,000
	Modelo nulo ~1	-899,1	55,1	<0,001	-
Proporção de Desmatamento hex. 0,5°	Declividade Média (+) + Déficit Hídrico Médio (-)	-681,2	0,0	0,371	1,000
	Declividade Média (+) + Distância de estradas (+)	-679,9	1,3	0,193	1,923
	Modelo nulo ~1	-651,7	29,5	<0,001	-

onde: AICc = Critério de Informação de Akaike corrigido - para pequenas amostras.

O método de seleção por critério Akaike selecionou variáveis semelhantes tanto para a proporção de regeneração quanto para a proporção de desmatamento, o que se deve ao fato de que áreas onde ocorre mais regeneração também ocorre mais desmatamento: a correlação existente entre proporção de regeneração e de desmatamento na Mata Atlântica para o hexágono de 1° foi de  $r = 0,829$  ( $p < 0,001$ ) e para o hexágono de 0,5° foi de  $r = 0,726$  ( $p < 0,001$ ), como observado na Figura 2.

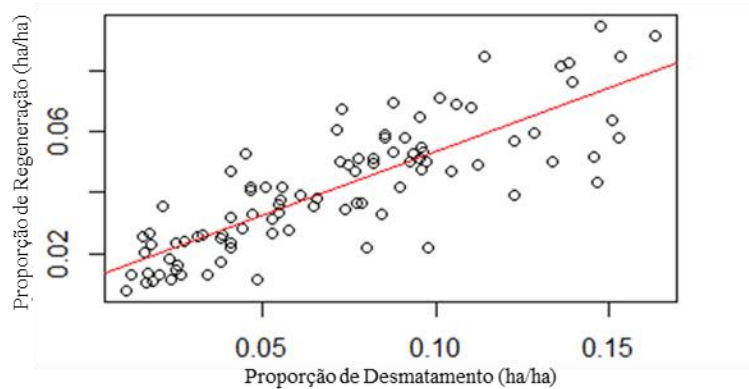


Figura 2. Gráfico de correlação entre a proporção de regeneração x proporção de desmatamento para o hexágono de 1°.

### 1.5. DISCUSSÃO

A proporção de desmatamento e a de regeneração florestal apresentaram alta correlação e foram explicadas pelas mesmas variáveis nas duas escalas de análise: declividade média – positivamente - e déficit hídrico médio - negativamente. Aparentemente, o desmatamento e a regeneração florestal ocorrem nas mesmas áreas devido à localização dos remanescentes florestais. A declividade pode indicar que terrenos mais acidentados são de difícil acesso, permitindo que a dinâmica da cobertura florestal nestas áreas, principalmente a regeneração, seja mais facilmente observada (de Rezende *et al.* 2015). Do mesmo modo, o menor déficit hídrico representa maior disponibilidade de água para o crescimento vegetal, particularmente para regeneração florestal. Contrariando as hipóteses iniciais, a perda de biomassa foi maior em áreas mais declivosas e com menor déficit hídrico, resultante da localização dos fragmentos florestais na Mata Atlântica, altamente correlacionada com os locais onde ocorre desmatamento, nos levando a supor que os modelos indicaram locais onde há condições para a existência de florestas que, conseqüentemente, são possíveis locais para haver perda da biomassa.

Também encontramos uma relação positiva entre a distância das estradas com a densidade de áreas desmatadas, ou seja, aparentemente quanto maior a distância das

estradas, maior o desmatamento no caso da Mata Atlântica. Podemos atribuir esse fenômeno como um reflexo do esgotamento de fragmentos de vegetação natural nas proximidades das estradas na Mata Atlântica, restando florestas apenas em regiões de maior distância da estrada, enquanto os fragmentos próximos às rodovias são, em sua maioria, Unidades de Conservação e locais onde, também por haver facilidade de acesso, também há maior fiscalização por órgãos ambientais e governamentais. Neste domínio fitogeográfico, a zona de efeito das estradas chega a ocupar 45% do total da área original de cobertura vegetal (Lupinetti *et al.* em preparação), indicando a potencial presença de fragmentos florestais mais vulneráveis perto das estradas. Vale salientar que aparentemente esse fenômeno é o inverso do que atualmente ocorre na Amazônia, onde eixos principais de estradas levam exploração de recursos florestais e desmatamento em direção ao interior da floresta, ocasionando o que chamamos de padrão de desmatamento “espinha de peixe” (Perz *et al.* 2007, Arima *et al.* 2016). Essa dinâmica também pode ser diferente dependendo do tempo de exploração do bioma: na Amazônia os avanços sobre a vegetação nativa são mais recentes do que na Mata Atlântica, sendo que o padrão “espinha de peixe” já não é mais visível.

Estudos realizados por Freitas e colaboradores (2010) em uma área de Mata Atlântica, no interior de São Paulo, entre os anos de 1962 e 2000, mostraram que em uma escala menor (unidades amostrais de 100 ha) a regeneração florestal responde de forma positiva ao aumento da distância de áreas urbanas e de forma negativa à presença de áreas de agricultura. Já o desmatamento é mais acentuado onde a densidade de estradas no passado era elevada (alta densidade de estradas mais antigas), gerando incentivo à mudanças no uso do solo e à construção de novas estradas. Dado que grande parte dos fragmentos próximos às estradas na Mata Atlântica já teria passado por um processo de mudança no uso do solo no século XX, sendo convertidos em áreas de agricultura e residenciais (Nagendra *et al.* 2003), a exploração de fragmentos distantes das estradas, levando ao desmatamento, é mais frequente atualmente. Isto é característico de uma tendência histórica, que ocorre em particular neste bioma, onde a dinâmica florestal está fortemente relacionada à dinâmica socioeconômica da região, pelas matas estarem, em grande parte, próximas a centros urbanos e rodovias (de Rezende *et al.* 2015).

Em linhas gerais, tanto a perda quanto o ganho de cobertura florestal parecem estar associados aos mesmos fatores, sendo que a distância das estradas também aparece no caso da proporção de desmatamento, devido à distribuição dos remanescentes florestais, isto é, localidades com fragmentos florestais estão sujeitas tanto à exploração – desmatamento – quanto à regeneração. Sendo assim, a dinâmica da cobertura florestal na Mata Atlântica pode estar limitada às localidades onde ainda há fragmentos, com terrenos acidentados, disponibilidade hídrica e distante de estradas, tendo em vista que nas proximidades há, em grande parte, apenas fragmentos pequenos e árvores isoladas.

## **2. O EFEITO DAS ESTRADAS SOBRE A QUALIDADE DA VEGETAÇÃO EM FRAGMENTOS ESTABILIZADOS DE MATA ATLÂNTICA**

### **2.1. INTRODUÇÃO**

Florestas primárias, em seu estado original ou em seu último estado sucessional tendem a variar pouco quanto a área de cobertura vegetal e crescimento vegetal, enquanto florestas secundárias provenientes de áreas de recuperação ou até mesmo de regeneração natural, mudam bastante ao longo do tempo, até tornarem-se fragmentos estáveis (Barlow *et al.* 2007, Ngo *et al.* 2013), o que é o caso da maior parte dos fragmentos da Mata Atlântica, que já passaram por distúrbios como total desmatamento ou corte seletivo de árvores (Teixeira *et al.* 2009). Independentemente de serem primárias ou secundárias, florestas já estabelecidas, com idade mais avançada, também estão sujeitas a um processo de dinâmica florestal. Ao contrário de fragmentos mais jovens que passaram recentemente pelo processo de sucessão ecológica, onde é possível observar a variação da área de cobertura vegetal, fragmentos em estágios sucessionais mais avançados precisam de outras métricas para que seja possível avaliar tal dinâmica de variação (Freitas *et al.* 2005). Uma característica que varia constantemente em vegetações florestais é a qualidade das mesmas, que leva em conta o tamanho da mancha, o estágio sucessional em que se encontram e a variação do estoque de biomassa fotossintetizante presente nessas regiões. Essas propriedades medidas nas florestas podem ser indicadores da garantia de diversos tipos de serviços ecossistêmicos nos fragmentos, desde o balanço

dos estoques de carbono e até mesmo da produtividade primária destas florestas, que abrigam diversas espécies vegetais e animais (Parkes *et al.* 2003). A principal forma de acesso a estes dados para grandes extensões territoriais é através do uso de ferramentas de sensoriamento remoto, técnica cujo potencial tem sido amplamente explorado nos últimos anos.

O uso de índices de vegetação obtidos através de satélites para acessar informações sobre a dinâmica vegetacional vem crescendo nos últimos anos, principalmente em abordagens em escala de paisagem (Garrouette *et al.* 2016, Villamuelas *et al.* 2016). O índice de realce da vegetação (*Enhanced Vegetation Index* – EVI) é um exemplo, sendo este uma composição de bandas espectrais de imagens de satélites para inferir o quão “verde” a vegetação do dossel está. O EVI é diretamente ligado à biomassa fotossintetizante e ao estágio sucessional da floresta, sendo utilizado como um *proxy* da qualidade de vegetação (Garrouette *et al.* 2016). Também é considerado uma medida robusta por lidar bem com interferências do solo exposto e de condições atmosféricas, por amostrar bem o extremo superior do espectro, não saturando e permitindo distinção mesmo em florestas mais estabilizadas, e por captar bem as variações sazonais de cada tipo de vegetação (Huete *et al.* 2002). O acesso via índices de vegetação e uso das características relacionadas a produtividade primária das árvores que compõem a floresta é uma importante ferramenta para entender o que acontece em nível ecológico, uma vez que variações na qualidade vegetal podem estar ligadas ao desempenho de serviços e funções ecossistêmicas das florestas (Freitas *et al.* 2005). Essas variações ao longo do tempo podem revelar quais fragmentos estão melhorando (ou piorando) e ajudar a entender os fatores que levam a essa melhoria.

O avanço de estradas nos fragmentos de vegetação nativa pode acarretar na diminuição da qualidade das manchas de habitat, culminando na migração de indivíduos de determinadas populações em busca de recursos (Metzger 2001). Dentre os diversos impactos gerados pela expansão viária, o que mais se relaciona à fragmentação é o aumento do efeito de borda, que aumenta a sensibilidade da vegetação nas periferias dos fragmentos (Murcia 1995). Este efeito se caracteriza por mudanças físicas e bióticas provocadas pela alteração abrupta da cobertura do solo ao longo de sua extensão,



passando de uma área coberta por vegetação para uma área aberta, como estradas que cortam os fragmentos florestais (Murcia 1995, Fahrig & Rytwinski 2009, Laurance *et al.* 2009). Isso altera o microclima da área, apresentando maior variação diária de radiação solar, temperatura e umidade, assim influenciando a comunidade de espécies presentes em bordas, tornando fragmentos menores mais vulneráveis (Laurance *et al.* 2002; Laurance *et al.* 2009).

Em uma abordagem ecológica, a paisagem é um mosaico heterogêneo de unidades interativas (Metzger, 2001) e, em nosso caso, a interação não se dá apenas entre os fragmentos florestais, mas também entre os fragmentos e os diferentes tipos de matrizes. A qualidade da matriz está relacionada com processos que ocorrem nas manchas, como a dinâmica de populações que habitam tais fragmentos (Ferrante *et al.* 2017, Umetsu *et al.* 2008) e a conectividade entre os mesmos, que é afetada pela permeabilidade dos diferentes tipos de matriz (). No presente capítulo buscamos avaliar o efeito da proximidade de estradas sobre a qualidade de fragmentos de Mata Atlântica com mais de 5 anos através do uso de um índice de vegetação, o Índice de Realce da Vegetação (EVI – *Enhanced Vegetation Index*).

## **2.2. OBJETIVOS**

Verificar se a distância às estradas está relacionada com uma mudança na qualidade de vegetação dos fragmentos, acessada a partir do uso do índice de vegetação EVI (*Enhanced Vegetation Index*), que quantifica a biomassa fotossintetizante.

Espera-se que a proximidade às estradas esteja associada a uma tendência de redução da taxa de crescimento nos índices de vegetação dos remanescentes de vegetação nativa e um menor EVI médio, refletindo uma menor qualidade da vegetação e pouco desenvolvimento e crescimento de biomassa fotossintetizante. Espera-se também que a variação e a média do EVI estejam relacionadas de forma negativa ao déficit hídrico e à proximidade da borda do fragmento, e de forma positiva à idade do fragmento.

### 2.3. MÉTODOS

Para verificar o efeito da presença de estradas sobre a qualidade da vegetação, foram selecionados fragmentos existentes durante todo o período de estudo, com pelo menos 5 anos em 2006 (dado obtido pelo cruzamento de mapas do MapBiomias v.3.1 - Rosa *et al.* em preparação). Em seguida, foram utilizadas imagens EVI (*Enhanced Vegetation Index*) dos satélites LANDSAT (5 ou 8, dependendo do ano das imagens) - um índice que fornece informação espacial, com resolução de 30 m, e temporal, com resolução de cerca de 16 dias, sobre a vegetação (EMBRAPA 2013). O índice de vegetação EVI representa bem a biomassa vegetal fotossintetizante, a estrutura de vegetação e fenologias estacionais em diversos biomas nas Américas do Norte e do Sul, além de ser mais sensível a variações de dossel do que o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (Huete *et al.* 2002). Para se ter uma ideia do desempenho dos índices de vegetação em relação a estrutura da vegetação na Mata Atlântica, Freitas e colaboradores (2005) demonstraram que características de estrutura da vegetação medidas em campo, em fragmentos florestais, como, por exemplo, variação da altura do dossel, estão altamente correlacionadas com índices de vegetação.

A partir destas imagens, obtidas para cada mês que possuíssem dados disponíveis durante o período de estudo pela plataforma *Google Earth Engine* (de 2006 a 2011 por imagens do LANDSAT 5 e de 2013 a 2016 por imagens do LANDSAT 8), foram calculados os valores médios e a variação do EVI para 20.000 pontos amostrais. Estes pontos foram selecionados dentre um grupo inicial de 100.000 pontos gerados aleatoriamente sobre os fragmentos a diferentes distâncias das estradas e das bordas, que foram analisados e separados em 40 quantis através dos valores destas distâncias, para obtermos uma amostra que representasse o gradiente de distância em relação à borda e às estradas (500 pontos de cada quantil, totalizando nosso n de 20.000). Aplicamos um filtro de valor mínimo de 0,400 para o EVI, obtido através de uma análise visual e manual dos valores extremos inferiores de nossas amostras, objetivando eliminar, para cada mês, registros de pontos que amostrassem nuvens presentes nas imagens de satélite. Após a extração dos valores de EVI dos pontos amostrais, dividimos nossos dados em duas

amostras: meses úmidos (janeiro, fevereiro e março) e meses secos (junho, julho e agosto), a fim de remover o efeito das variações sazonais em nossas análises.

Para cada ponto amostrado foram geradas regressões lineares tendo como variável dependente os valores de índice de vegetação e como variável independente a data da medida. A inclinação da reta obtida na regressão foi utilizada como um indicador de mudança na qualidade da vegetação daquele ponto do fragmento (uma inclinação positiva representa um ganho de biomassa ao longo do tempo e uma negativa representa o oposto). Analisamos apenas a variação positiva do EVI a fim de compreender o ritmo em que a qualidade vegetacional aumenta com o tempo. Em seguida, esse valor foi modelado, assim como o EVI médio do período, em função da (1) distância às estradas; (2) distância à borda; (3) déficit hídrico; (4) idade do fragmento e (5) área do fragmento, com o uso de modelos lineares generalizados. Foram gerados modelos simples, contendo apenas uma variável independente, e modelos múltiplos, com até duas variáveis. Os modelos foram ranqueados pelo Critério de Informação Akaike corrigido (AICc; Burnham e Anderson 2002) e os modelos com Evidência  $\leq 2$  foram selecionados.

## **2.4. RESULTADOS**

Para a análise do efeito das estradas sobre a qualidade da vegetação, foram gerados 20.000 pontos amostrais, dos quais 19.974 continham pelo menos 15 observações, ou seja, possuíam registros de pelo menos 15 meses, dentro do período de estudo, da medida do EVI após a aplicação do filtro para a remoção de valores coletados sobre nuvens. Para os meses secos (junho, julho e agosto) obtivemos 12.976 registros e para os meses úmidos (janeiro, fevereiro e março) 13.320.

A influência das estradas sobre a variação e média do EVI durante os períodos secos e úmidos foi analisada separadamente, pois o EVI responde bem às mudanças sazonais da vegetação. Também realizamos uma análise para o período de estudo inteiro (todos os meses do ano com registros). Os melhores modelos gerados (Evidência  $\leq 2$ ) e o modelo nulo estão dispostos na Tabela 2, 3 e 4, para o ano todo, meses secos e meses úmidos respectivamente. Modelos múltiplos, que consideravam a influência de mais de uma variável, foram removidos caso um modelo mais simples possuísse maior poder

explicativo. Modelos múltiplos formados por pelo menos uma variável que não fosse significativa (cuja evidência do modelo seja menor que a do modelo nulo) também foram removidos da análise. A Figura 3 e 4 mostram de forma gráfica o efeito de cada variável sobre a variação e a média do EVI, onde podemos observar que a proximidade da borda do fragmento não exerce influência significativa sobre a variação do EVI.

Tabela 2. Modelos significativos (Evidência  $\leq 2$ ) da média e variação do EVI. O sinal de positivo ou negativo entre parênteses indica o tipo de relação entre a variável dependente e independente.

<b>Variável Dependente</b>	<b>Variável Independente</b>	<b>AICc</b>	<b>Peso</b>	<b>Evidência</b>
Variação do EVI	Déficit hídrico (-)	53195,9	0,590	1
	Modelo nulo ~ 1	53451,6	<0,001	-
Média do EVI	Déficit hídrico (-) + Distância de estradas (+)	53139,3	1,0	1
	Modelo nulo ~ 1	53451,6	<0,001	-

Tabela 3. Modelos significativos (Evidência  $\leq 2$ ) da média e variação do EVI para o período seco. O sinal de positivo ou negativo entre parênteses indica o tipo de relação entre a variável dependente e independente.

<b>Variável Dependente</b>	<b>Variável Independente</b>	<b>AICc</b>	<b>Peso</b>	<b>Evidência</b>
Variação do EVI	Déficit hídrico (-) + Distância de estradas (-)	36544,1	0,970	1
	Modelo nulo ~ 1	36827,3	<0,001	-
Média do EVI	Distância da borda (+)	36560,0	1,0	1
	Modelo nulo ~ 1	36827,3	<0,001	-

Tabela 4. Modelos significativos (Evidência  $\leq 2$ ) da média e variação do EVI para o período úmido. O sinal de positivo ou negativo entre parênteses indica a relação entre a variável dependente e independente.

<b>Variável Dependente</b>	<b>Variável Independente</b>	<b>AICc</b>	<b>Peso</b>	<b>Evidência</b>
Variação do EVI	Déficit hídrico (-)	37614,9	0,690	1
	Modelo nulo ~ 1	37803,5	<0,001	-
Média do EVI	Déficit hídrico (-) + Distância de estradas (+)	37591,2	1,0	1
	Modelo nulo ~ 1	37803,5	<0,001	-

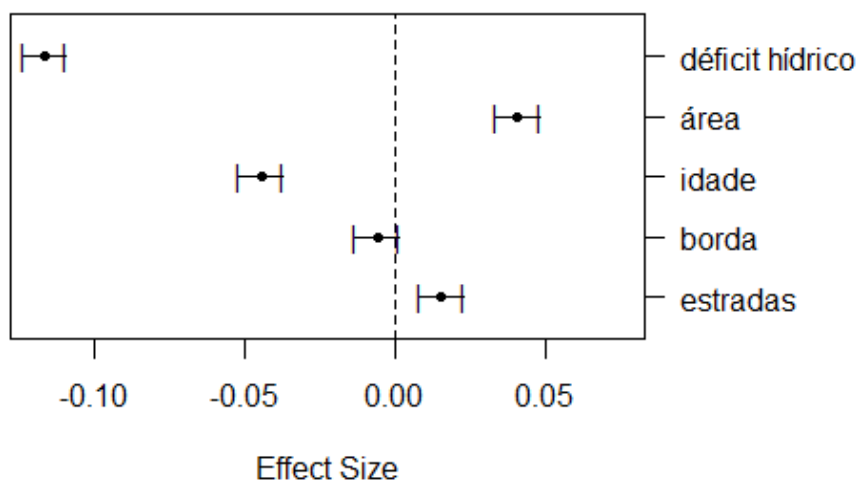


Figura 3. Tamanho dos efeitos de cada variável sobre a variação do EVI com os respectivos desvios padrão.

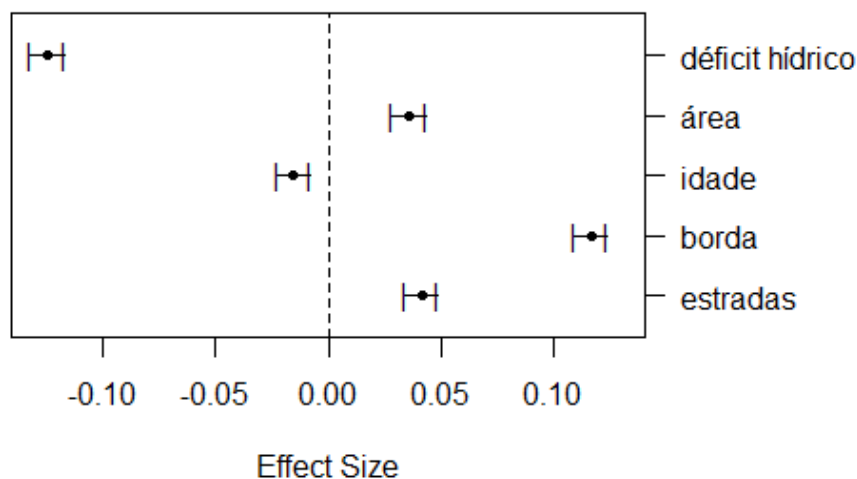


Figura 4. Tamanho dos efeitos de cada variável sobre a média do EVI com os respectivos desvios padrão.

A relação entre estradas e a variação do EVI durante o período de estudo (considerando todos os meses) foi significativa (evidência maior que o modelo nulo) e positiva, ou seja, conforme a distância em relação às estradas aumenta, a variação do EVI também aumenta. Nas análises do EVI médio, a relação entre a distância às estradas se mostrou significativa e positiva, indicando aumento do valor do índice conforme se aumenta a distância de estradas. Já nos meses secos a relação entre estradas e a variação do EVI foi significativa e negativa (conforme a distância aumenta a variação do EVI diminui) e nos meses úmidos esta relação não foi significativa. Quanto ao EVI médio, nos meses secos a relação com a distância às estradas não foi significativa e nos meses

úmidos foi significativa e positiva. Todavia, salienta-se que em nenhum dos casos o modelo referente às estradas isoladamente foi selecionado pelo Critério de Informação de Akaike corrigido, explicando muito pouco a variação e o valor médio do índice de vegetação.

Para o período de estudo inteiro, o melhor modelo selecionado para a variação do EVI foi o déficit hídrico, que obteve relação significativa e negativa com a variação desta métrica do índice de vegetação (intercepto:  $1,216e-16$ ; coeficiente estimado para o déficit hídrico:  $-1,166e-1$ ). Para a média do EVI, o déficit hídrico em conjunto com a distância em relação às estradas foi o modelo selecionado (intercepto:  $-1,382e-15$ ; coeficiente estimado para o déficit hídrico:  $-1,225e-1$ ; coeficiente estimado para a distância às estradas:  $3,378e-2$ ), tendo a primeira variável relação negativa e a segunda positiva. O melhor modelo selecionado para a variação do EVI nos meses secos foi o déficit hídrico em conjunto com a distância às estradas, que obteve relação significativa e negativa (ambas as variáveis independentes) com a variação destas métricas do índice de vegetação (intercepto:  $-4,739e-16$ ; coeficiente estimado para o déficit hídrico:  $-1,473e-1$ ; coeficiente estimado para a distância às estradas:  $-2,606e-2$ ). Para a média do EVI a distância em relação à borda do fragmento foi o modelo selecionado (intercepto:  $-3,768e-16$ ; coeficiente estimado para a distância à borda:  $1,433e-1$ ), com relação positiva com esta métrica do índice de vegetação.

No período úmido, o déficit hídrico foi o melhor modelo para explicar a variação do EVI, com efeito negativo (intercepto:  $-9,188e-17$ ; coeficiente estimado para o déficit hídrico:  $-1,192e-1$ ), enquanto o efeito conjunto do déficit hídrico (com relação negativa) e distância às estradas (com relação positiva) foi o modelo selecionado para explicar a média do EVI (intercepto:  $-3,250e-16$ ; coeficiente estimado para o déficit hídrico:  $-1,191e-1$ ; coeficiente estimado para a distância às estradas:  $4,076e-2$ ).

Para o período seco a distância às estradas não foi significativa (peso menor que o modelo nulo) como variável independente em relação ao EVI médio, enquanto para o período úmido ela não foi significativa ao ser modelada com a variação do EVI.

## 2.5. DISCUSSÃO

Após a análise do índice de vegetação ao longo do período de estudo (2006 – 2016) para os fragmentos da Mata Atlântica, um ponto de destaque é a diferença entre o comportamento do EVI nas diferentes estações do ano na Mata Atlântica: enquanto no período seco a variação do EVI é mais perceptível e responde de melhor forma às outras variáveis, no período úmido a média do EVI respondeu melhor, resultando em um maior número de modelos significativos. A Mata Atlântica é um bioma constituído por diferentes formações fitofisionômicas que variam entre si quanto à cobertura vegetal e deciduidade das espécies vegetais. Como o presente trabalho abrange toda a área da Mata Atlântica brasileira, estes diversos tipos de formações foram analisados em conjunto, e as medidas do EVI provavelmente foram influenciadas pela presença ou não de árvores perenifólias em cada ponto amostrado durante o período de seca, o que provocaria oscilações na variação do índice.

Na análise de todos os meses do período de estudo o déficit hídrico foi a variável que melhor respondeu à variação do EVI, de forma negativa, indicando que quando a disponibilidade de água está reduzida a variação do EVI também é baixa. Dado que o EVI capta a variação na biomassa fotossintetizante na região, indicando tanto se há maior produtividade primária quanto crescimento vegetal, principalmente no dossel, entende-se que essa menor variação é devido à falta de recursos para o crescimento vegetal. Esta observação vai ao encontro do resultado da seção anterior, que mostrou como o déficit hídrico influencia de forma negativa a quantidade de área regenerada. Quanto ao valor médio do EVI, o déficit hídrico em conjunto com a distância às estradas foi o melhor modelo selecionado (a primeira variável com relação negativa e a segunda positiva), indo no sentido de que locais longe das estradas representam regiões onde há maior crescimento vegetal e uma qualidade da vegetação mais elevada do que nas bordas, devido ao menor estresse ao qual as plantas estão submetidas.

No período seco, o déficit hídrico em conjunto com as estradas foi o modelo que melhor respondeu à variação do EVI, ambas as variáveis de forma negativa, indicando que quando a disponibilidade de água está reduzida a variação do EVI também é baixa,



resultado semelhante à análise sem considerar a sazonalidade. Ao mesmo tempo, uma menor variação conforme se aumenta a distância às estradas pode indicar que locais mais no interior dos fragmentos são mais estáveis durante o período seco, provavelmente por não terem que lidar com influências externas e o efeito de borda gerado pelas estradas durante a época do ano em que os recursos são limitados. O valor médio do EVI no período seco respondeu melhor à distância em relação à borda do fragmento, da mesma forma do que ao considerarmos todo o período de estudo.

Já no período úmido, a variação do EVI nos anos analisados respondeu de forma negativa ao aumento do déficit hídrico – indicando que, independente da estação ser mais seca ou úmida, locais com menor disponibilidade hídrica em relação aos demais apresentam uma menor variação no valor do índice de realce da vegetação, ou seja, uma menor taxa de aumento da biomassa, e, em especial no período seco, este efeito é ainda maior quando as plantas precisam lidar com o estresse provocado pela proximidade das estradas: nas regiões mais interiores dos fragmentos há menor influência do efeito de borda gerado pelas rodovias, que afeta negativamente a qualidade da vegetação. Além disso, o acesso de atividades antrópicas que afetam a quantidade de biomassa da região, como o corte seletivo, é mais difícil nessas regiões (Kammesheidt *et al.* 2002). Quanto à média do EVI nestes meses mais úmidos, o modelo melhor selecionado foi o déficit hídrico em conjunto com a distância às estradas, sendo o efeito do déficit hídrico negativo e da distância às estradas positivo, seguindo a mesma lógica do que se observa para a variação do EVI no período seco: locais menos afetados pelo efeito de borda e com maior disponibilidade hídrica, apresentam maior quantidade de biomassa fotossintetizante.

Outro ponto interessante é que modelos envolvendo a idade do fragmento não foram selecionados em nenhum dos casos analisados, indicando que fragmentos de vegetação secundária com pelo menos cinco anos já não apresentam uma distinção no comportamento do EVI de acordo com sua idade. Uma hipótese que surge ao analisar o efeito reduzido das estradas sobre a variação e média do EVI em ambos os períodos se relaciona à idade não dos fragmentos, mas sim das estradas presentes na Mata Atlântica. O processo de implementação de estradas na Mata Atlântica é relativamente antigo em comparação com os outros domínios fitogeográficos brasileiros, sendo que grande parte

das principais vias que cruzam os fragmentos florestais do bioma já haviam sido construídas antes de nosso período de estudo, portanto o maior impacto de uma rodovia ao se tratar de uma queda no EVI e uma variação reduzida deste índice (menor taxa de ganho de biomassa), dar-se-ia na fase de implantação da estrada, quando é esperado que as alterações bruscas no uso do solo e a circulação de maquinaria pesada afete negativamente a vegetação por meio de poluição atmosférica, corte de árvores e um efeito de borda mais elevado. Durante alguns anos de operação, apesar de ser conhecido que as estradas são de fato danosas ao ecossistema de uma região, as formações vegetais próximas a este tipo de infraestrutura viária podem ter estabilizado (em relação ao efeito das estradas) ao longo dos anos de presença da rodovia em operação, fazendo com que o EVI estabilizasse e as maiores variações se dessem por eventos estocásticos, como queimadas (Freitas *et al.* 2011).

Teixeira e colaboradores (2009) realizaram um estudo da dinâmica florestal de uma região de Mata Atlântica (Serra do Mar) em São Paulo que abrangeu o período de 1962 a 2000, no qual caracterizaram o período de 1981 a 2000 com o aumento das taxas de desmatamento e queda nas taxas de regeneração, sendo esta variação associada à expansão da malha viária e da monocultura. Portanto, tendo em vista que adotamos apenas fragmentos com pelo menos 5 anos em 2006 para o presente estudo, a variação da biomassa que poderia ser captada pelo EVI durante o processo inicial de sucessão florestal não foi amostrada, tanto em regiões próximas quanto distantes de estradas.

Por fim, vale citar que a escala de análise deste trabalho é ambiciosa: buscamos analisar a Mata Atlântica como um todo, buscando encontrar padrões para a dinâmica florestal de todo o domínio. Análises isoladas das diferentes sub-regiões biogeográficas que compõem o domínio fitogeográfico com comparações à posteriori poderia fornecer resultados diferentes, pois supomos que o déficit hídrico (variável que melhor respondeu ao EVI) reflete, em parte, a diferença entre estas “biorregiões” da Mata Atlântica. Estudos em escalas maiores (*e.g.*: nível municipal), como os realizados por Teixeira e colaboradores (2009) e de Rezende e colaboradores (2015), também poderiam mostrar padrões diferentes, mesmo sobre a mesma metodologia de amostragem realizada no

presente trabalho, ao custo de afastar-se da abordagem de buscar integrar e generalizar nossos resultados para toda a Floresta Atlântica.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A regeneração florestal na Mata Atlântica apresentou uma relação positiva com a declividade média e negativa com o déficit hídrico, indicando ser estimulada em terrenos inclinados e com maior disponibilidade de água. No caso do desmatamento, além de responder da mesma forma à declividade e ao déficit hídrico, há um efeito positivo da distância de estradas em relação a esta variável. A resposta semelhante da perda e da regeneração florestal é atribuída a distribuição dos remanescentes florestais do bioma, onde fragmentos maiores encontram-se distante das estradas. Quanto à qualidade da vegetação, no período seco o melhor modelo para explicar a variação do EVI foi o déficit hídrico em conjunto com a distância às estradas, ambas as variáveis com relação negativa, e para a média do EVI o déficit hídrico foi selecionado, também com relação negativa. No período úmido a distância à borda do fragmento foi o melhor selecionado para explicar a variação do índice, tendo uma relação positiva com o mesmo. O valor médio do EVI nos anos de estudo foi melhor explicado pela distância às estradas (com relação positiva) em conjunto com o déficit hídrico (com relação negativa), indicando que independente da estação, locais com maior disponibilidade hídrica apresentam maior biomassa e, em especial no período úmido, este efeito é ainda maior quando as plantas não precisam lidar com o estresse provocado pela proximidade das estradas. Supomos que o efeito das estradas na variação do EVI seja mais proeminente na fase de implantação, e que com o passar dos anos, durante a fase de operação, os fragmentos próximos a estas infraestruturas já estariam estabilizados e a variação da biomassa se daria principalmente por eventos sazonais e estocásticos. Também encontramos que a idade do fragmento, dado que este tenha mais de cinco anos, não influencia a taxa de aumento da biomassa fotossintetizante de forma expressiva.

## BIBLIOGRAFIA

- Antunes, A. P. *et al.* (2016) **Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia** *Science Advances*, 2.
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Metzger, J. P. (2010). **Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest.** *Oikos*, 119, 918–926.
- Barlow, J. *et al.* (2007). **Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18555–18560.
- Bueno, C., Sousa, C. O. M. & Freitas S. R. (2015). **Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates?** *Brazilian Journal of Biology*, 75, 228-238.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). **Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach.** Springer, New York.
- Cáceres, N. C. *et al.* (2010). **Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil.** *Zoologia*, 27(5), 709-717.
- Carvalho, F., Rodrigues, S. S. & Berchez, F. A. S. **Mata Atlântica - História.** Disponível em: < [https://www.ib.usp.br/ecosteios/textos\\_educ/mata/historia/historia.htm](https://www.ib.usp.br/ecosteios/textos_educ/mata/historia/historia.htm)>. Acesso em julho de 2019.
- Cavalcanti, G. X. & Freitas, S. R. **Relação entre ocorrência de focos de incêndio e as estradas na Mata Atlântica.** No prelo.
- Cirino, D. (2018). ***Cerdocyon thous* e estradas: Os efeitos das características da paisagem sobre um carnívoro generalista.** Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do ABC, Santo André – São Paulo.

- Crouzeilles, R. *et al.* (2016). **A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success.** Nature Communications.
- Dean, W. (1996). **A ferro e fogo.** Tradução de Cid Knipel Moreira. 1ª ed., Editora Companhia das Letras, São Paulo.
- Dornas, R. A. P. *et al.* (2012). **Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias do Brasil.** Ecologia de Estradas – Tendências e Pesquisas, Editora UFLA, Lavras, Minas Gerais, 139-152.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2013). **LANDSAT - Land Remote Sensing Satellite.** Disponível em: <[https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/sat/conteudo/missao\\_landsat.html](https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/sat/conteudo/missao_landsat.html)>. Acesso em maio de 2019.
- Fahrig, L. & Rytwinsky, T. (2009). **Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis.** Ecology and Society, 14, 21.
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (2009). **Federal Nature Conservation Act.**
- Ferrante, L. *et al.* (2017). **The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition.** Journal of Biogeography, 44(8), 1911–1922.
- Ferraz, S. F. B. *et al.* (2014). **A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity.** Landscape Ecology, 29(2), 187-200.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007). **Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis.** Global Ecology and Biogeography, 16(3), 265–280. 2007.
- Fonseca, G. A. B. (1985). **The Vanishing Brazilian Atlantic Forest.** Biological Conservation, 34, 17 -34.

- Forman, R. T. T. & Alexander L. E. (1998). **Roads and their major ecological effects.** Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 29, 207-231+C2.
- Forman, R. T. T. (2000). **Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States.** Conservation Biology, 14, 31-35.
- Forman, R. T. T. & Deblinger, R. D. (2000). **The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway.** Conservation Biology, 14, 36-46.
- Freitas, S. R., Mello, M. C. S., Cruz, C. B. M. (2005). **Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest.** Forest Ecology and Management, 218 (1-3), 353-362.
- Freitas, S. R., Hawbaker, T. J., Metzger, J. P. (2010). **Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest.** Forest Ecology and Management 259, 410-417.
- Freitas, S. R., Lignani, L. B. & Cabral, D. C. (2011). **Influence of Landscape Features on Forest Maturity: the Case of a Fragmented Landscape in the Serra do Mar Coastal Forest in Brazil.** Natureza & Conservação, 9(2), 194-199.
- Freitas, S.R. *et al.* (2012). **A model of road effect using line integrals and a test of the performance of two new road indices using the distribution of small mammals in an Atlantic Forest landscape.** Ecological Modelling, 247, 64-70.
- Freitas, S. R. *et al.* (2013). **How are native vegetation and reserves affected by different Road types in a southeastern Brazilian state?** Oecologia Australis, 17, 447-458.
- Galetti, M. *et al.* (2016). **Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant.** Animal Conservation, 20(3), 270–281.
- Garrouette, E., Hansen, A., & Lawrence, R. (2016). **Using NDVI and EVI to Map Spatiotemporal Variation in the Biomass and Quality of Forage for Migratory Elk in the Greater Yellowstone Ecosystem.** Remote Sensing, 8(5), 404.

- Gibson, L. *et al.* (2011). **Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity.** *Nature*, 478(7369), 378–381.
- Haddad, N. M. *et al.* **Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems.** *Science Advances*, 1(2), e1500052.
- Hansen, M. C. *et al.* (2013). **High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change.** *Science*, 342, 850-853.
- Huete, A. *et al.* (2002). **Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices.** *Remote Sensing of Environment*, 83, 195-213.
- Ibisch, P. L. *et al.* (2016). **A global map of roadless areas and their conservation status.** *Science* 354, 1423-1427.
- IBGE (2010). **Censo Demográfico 2010.** Disponível em: <[http://downloads.ibge.gov.br/downloads\\_geociencias.htm](http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm)>. Acesso em maio de 2015.
- IBGE (2016). **Base Cartográfica Contínua do Brasil – 1:1 000 000.** Disponível em: <[http://downloads.ibge.gov.br/downloads\\_geociencias.htm](http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm)>. Acesso em abril de 2017.
- INPE (2017). **Banco de dados de queimadas.** Disponível em: < <https://prodwww-queimadas.dgi.inpe.br/bdqueimadas/>>. Acesso em maio de 2017.
- Jaeger, J. A. G. (2015). **Improving Environmental Impact Assessment and Road Planning at the Landscape Scale.** *Handbook of Road Ecology* - John Wiley & Sons, UK, 32-42.
- Kammesheidt, L., Köhler, P. & Huth, A. (2002). **Simulating logging scenarios in secondary forest embedded in a fragmented neotropical landscape.** *Forest Ecology and Management*, 170(1-3), 89–105.

- Laurance, W. F. *et al.* (2001). **The future of the Brazilian Amazon.** *Science*, 291, 438-439
- Laurance, W. F. *et al.* (2002). **Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation.** *Conservation Biology*, 16(3), 605-618.
- Laurance, W. F., Goosem, M., Laurance, S. G. W. (2009). **Impacts of roads and linear clearings on tropical forests.** *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 659-669.
- Leite, M. S. *et al.* (2013). **Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review.** *Natureza & Conservação*, 11(2), 108-118.
- Lira, P. K. *et al.* (2012). **Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes.** *Forest Ecology and Management*, 278, 80-89.
- Maxwell, S. L. *et al.* (2016). **Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers.** *Nature*, 536(7615), 143–145.
- Metzger, J. P. (2001). **O que é ecologia de paisagens?** *Biota Neotropica*, v1 (n1).
- Mittermeier, R.A. *et al.* (2005). **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.** Cemex, Washington, DC, 392.
- Murcia, C. (1995). **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.** *Trends in Ecology and Evolution* 10, 58-62.
- Myers, N. *et al.* (2000). **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature*, 403, 853-858.
- Myers, N. (2003). **Biodiversity hotspots revisited.** *BioScience*, 53, 916-917.
- Nagendra, H., Southworth, J., Tucker, C. (2003). **Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: linking pattern and process.** *Landscape Ecology*, 18, 141-158.



- Nelson, D. V. *et al.* (2017). **Calling at the highway: The spatiotemporal constraint of road noise on Pacific chorus frog communication.** *Ecology and Evolution*, 7, 429-440.
- Ngo, K. M., Turner, B. L., Muller-Landau, H. C., Davies, S. J., Larjavaara, M., Nik Hassan, N. F. bin, & Lum, S. (2013). **Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore.** *Forest Ecology and Management*, 296, 81–89.
- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). **Assessing the quality of native vegetation: The “habitat hectares” approach.** *Ecological Management & Restoration*, 4, S29–S38.
- Projeto MapBiomias – **Coleção 2.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**, acessado em março de 2018 através do link: [mapbiomas.org](http://mapbiomas.org)
- Reijnen, R. *et al.* (1995). **The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads.** *Journal of Applied Ecology*, 32, 187-202.
- De Rezende, C. L. *et al.* (2015). **Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale.** *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2255–2272.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D. *et al.* (2018). **From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest.** *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208-214.
- Ribeiro, M. C. *et al.* (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.
- Rosa, C. A. & Bager, A. (2013). **Review of the Factors Underlying the Mechanisms and Effects of Roads on Vertebrates.** *Oecologia Australis*, 17(1), 6-19.
- Rosa, M. R. *et al.* (Em preparação). **A re-emerging conservation hotspot? 30 years of forest dynamics in the Brazilian Atlantic Forest.**

- Selva, N. *et al.* (2011). **Roadless and Low-Traffic Areas as Conservation Targets in Europe**. *Environmental Management*, 48, 865-877.
- Selva N. *et al.* (2015). **Why keep areas road-free? – Handbook of Road Ecology**. 1<sup>a</sup> ed, John Wiley & Sons Ltd., p. 16-26.
- Soares-Filho, B. S. *et al.* (2006). **Modelling conservation in the Amazon basin**. *Nature*, 440, 520-523.
- SOS Mata Atlântica (2013). **Divulgados novos dados sobre a situação da Mata Atlântica**. Disponível em: < <https://www.sosma.org.br/14622/divulgados-novos-dados-sobre-a-situacao-da-mata-atlantica/>>. Acesso em julho de 2019.
- Stephens, S. S. & Wagner, M. R. (2007). **Forest Plantations and Biodiversity: A Fresh Perspective**. *Journal of Forestry*, 105(6), 307–313.
- Strittholt, J. R., Dellasala, D. A. (2001). **Importance of roadless areas in biodiversity conservation in forested ecosystems: case study of the Klamath-Siskiyou ecoregion of the United States**. *Conservation Biology*, 15, 1742-1754.
- Taki, H. *et al.* (2011). **Plantation vs. natural forest: Matrix quality determines pollinator abundance in crop fields**. *Scientific Reports*, 1(1), 1-4.
- Teixeira, A. M. G. *et al.* (2009). **Modeling landscape dynamics in na Atlantic Rainforest region: implications for conservation**. *Forest Ecology and Management*, 257 (4), 1219-1230.
- Tonhasca, A. (2005). **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Editora Interciência, 1<sup>a</sup>ed., 9-16.
- Trabucco, A., & Zomer, R.J. (2010). **Global Soil Water Balance Geospatial Database**. **CGIAR Consortium for Spatial Information**. Published online, disponível em: CGIAR-CSI GeoPortal - <http://www.cgiar-csi.org>. Acesso em maio de 2018.

- Umetsu, F. & Pardini, R. (2006). **Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape.** *Landscape Ecology*, 22(4), 517–530.
- Valeriano, M. M. (2008). **Topodata: guia para utilização de dados geomorfológicos locais.** São José dos Campos: INPE.
- Villamuelas, M. *et al.* (2016). **The Enhanced Vegetation Index (EVI) as a proxy for diet quality and composition in a mountain ungulate.** *Ecological Indicators*, 61, 658–666.
- Xu, X., Chen, H. & Levy, J. K. (2008). **Spatiotemporal vegetation cover variations in the Qinghai-Tibet Plateau under global climate change.** *Chinese Science Bulletin*, 53(6), 915–922.
- Zomer, R. J. *et al.* (2008). **Climate Change Mitigation: A Spatial Analysis of Global Land Suitability for Clean Development Mechanism Afforestation and Reforestation.** *Agric. Ecosystems and Envir.* 126: 67-80.
- Zomer, R. J. *et al.* (2007). **Trees and Water: Smallholder Agroforestry on Irrigated Lands in Northern India.** Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. pp 45. (IWMI Research Report 122).