

Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Fatores fisiográficos e socioeconômicos associados à perda e ao ganho de  
cobertura florestal nativa em paisagens da Mata Atlântica do estado de São  
Paulo

**Isabela Maciel Waga**

Dissertação apresentada para obtenção do título de  
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.  
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba  
2023

Isabela Maciel Waga  
Bacharela em Ciências Biológicas

**Fatores fisiográficos e socioeconômicos associados à perda e ao ganho de  
cobertura florestal nativa em paisagens da Mata Atlântica do estado de São  
Paulo**

versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:  
Prof. Dr. **RICARDO RIBEIRO RODRIGUES**

Dissertação apresentada para obtenção do título de  
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.  
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba  
2023

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP**

Waga, Isabel Maciel

Fatores fisiográficos e socioeconômicos associados à perda e ao ganho de cobertura florestal nativa em paisagens da Mata Atlântica do estado de São Paulo / Isabela Maciel Waga. - - Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011 - - Piracicaba, 2023.

63 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Transição florestal 2. Mudanças na cobertura florestal nativa 3. Florestas tropicais 4. Modelagem espacial 5. GWR I. Título

## DEDICATÓRIA

À minha mãe e ao meu pai, Christina e Ishai.

## AGRADECIMENTOS

Aos meus amados pais, Christina e Ishai, agradeço pela oportunidade da vida, pelo amor, suporte e incentivo de sempre.

Ao meu irmão Augusto, incessável fonte de inspiração e parceria.

Às minhas avós, Cléa e Raya, e aos meus avôs Kleber (*in memoriam*) e Uszer (*in memoriam*), pela dedicação que tiveram com seus filhos e netos, sem a força de vocês não seria possível.

Ao Lukas, companheiro de vida, por tanto apoio, paciência e carinho. Agradeço pela parceira única, por tudo que construímos juntos, pelo suporte, incentivo e pela indispensável ajuda com assuntos acadêmicos. Esse trabalho não existiria sem você!

Ao meu orientador, Ricardo Ribeiro Rodrigues, pelos muitos ensinamentos e confiança. Obrigada pela dedicação que teve com a restauração das nossas matas!

Aos Profs. Cristinas Adams e Leandro Tambosi pelas considerações essenciais para que esse trabalho se concretizasse.

Ao Paulo André Tavares pela ajuda, tempo, paciência e ensinamentos. Me inspiro no seu trabalho!

Ao Prof. Richieri Sartori e Stella da Mata que me abriram as portas para o mundo da restauração. Agradeço a amizade, bons drinks e momentos que passamos juntos.

Às queridas Giovana Oliveira e Rafaela Naves, amigas e conselheiras, pelo trabalho que fazem, pelo apoio que nos dão e pela paciência. Sem vocês esse caminho seria ainda mais difícil.

Aos queridos técnicos da Esalq, especialmente Vande, Flávio, Déia e Jefferson, obrigada pelas ajudas.

Aos amigos que Piracicaba meu deu, vocês são exemplos para mim e moram no meu coração! Obrigada pelas conversas, trocas e ajudas: Alex, Nani, Bruninha, Igor, João, Laura Ridle, Laura Simões, Mar, Nick, Ricardo, Taísi e Thais. Vocês moram no meu coração. Igor, João e Thaís, sem palavras meus amores!

Aos meus amigos de fé do Rio de Janeiro, seguimos juntos. Obrigada pela parceria de uma vida!

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pelo financiamento da minha bolsa – 88887.371869/2019-00.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	6
<b>ABSTRACT</b> .....	7
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	9
REFERÊNCIAS .....	12
<b>2. FATORES FISIOGRAFICOS ASSOCIADOS AO GANHO DE COBERTURA FLORESTAL NATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO</b> .....	17
RESUMO.....	17
INTRODUÇÃO.....	17
MATERIAIS E MÉTODOS.....	20
<i>Área de estudo</i> .....	20
<i>Mudanças na cobertura florestal nativa</i> .....	20
<i>Seleção das variáveis</i> .....	21
<i>Modelagem</i> .....	22
RESULTADOS .....	23
DISCUSSÃO .....	30
CONCLUSÃO.....	34
REFERÊNCIAS .....	35
<b>APÊNDICES</b> .....	39
<b>3. FATORES FISIOGRAFICOS E SOCIOECONÔMICOS ASSOCIADOS AO GANHO DE COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM PAISAGENS DA MATA ATLÂNTICA DO ESTADO DE SÃO PAULO</b> .....	41
RESUMO.....	41
INTRODUÇÃO.....	41
MATERIAIS E MÉTODOS.....	44
<i>Área de estudo</i> .....	44
<i>Mudanças na cobertura florestal nativa</i> .....	44
<i>Modelagem</i> .....	45
RESULTADOS .....	47
DISCUSSÃO .....	54
CONCLUSÃO.....	58
REFERÊNCIAS .....	59
<b>APÊNDICES</b> .....	62
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	63

## RESUMO

### **Fatores fisiográficos e socioeconômicos associados à perda e ao ganho de cobertura florestal nativa em paisagens da Mata Atlântica do estado de São Paulo**

O processo de conversão de paisagens naturais em áreas antropizadas está em curso no domínio da Mata Atlântica desde o século XVI. Em decorrência de tal processo, verifica-se uma tendência histórica de desmatamento, que parece estar sendo alterada em algumas regiões. Vem sendo reportado o aumento da cobertura florestal nativa após um longo período de constante redução, ainda que, a nível nacional, as taxas de desmatamento superem as de restauração florestal. Compreender os elementos biofísicos, socioeconômicos e históricos que compõem as interações homem-ambiente e como eles se comportam pode servir como uma importante ferramenta para o planejamento da conservação e restauração florestal de paisagens tropicais. Contudo, essas relações sobre as mudanças de uso do solo e da cobertura vegetal nativa, sobretudo em relação ao ganho líquido de cobertura nativa, ainda não foram profundamente exploradas. Nesse contexto, o presente estudo objetiva investigar a influência de aspectos fisiográficos e socioeconômicos sobre o aumento da cobertura florestal nativa do estado de São Paulo. No primeiro capítulo exploramos a influência de aspectos fisiográficos de solo (capacidade de troca catiônica, matéria orgânica e teor de argila), declividade, orientação de vertentes e distância para rios no ganho de cobertura florestal nativa entre os anos de 1987 e 2017. Já no segundo capítulo, incorporamos aspectos socioeconômicos para compreender os preditores do aumento de cobertura florestal nativa, considerando a variabilidade espacial destes.

Palavras-chave: Transição florestal, Mudanças na cobertura florestal nativa, Florestas tropicais, Modelagem espacial, GWR

## ABSTRACT

### **Physiographic and socioeconomic factors associated with loss and gain of native forest cover in Atlantic Forest landscapes of São Paulo state**

The process of converting natural landscapes into anthropized areas has been underway in the Atlantic Forest domain since the 16th century. As a result of this process there is a historical trend of deforestation which seems to be changing in some regions. It has been reported the increase in native forest cover after a long period of constant reduction, even though at the national level, deforestation rates exceed those of increase. Based on this context understanding the biophysical, socioeconomic, and historical elements that constitute the human-environment interactions and their behavior can serve as a starting point for planning tropical forest landscapes conservation and restoration. However, these relationships between changes in land use and native vegetation cover, especially on the net gain of native forest cover, have not yet been deeply explored. In this context, this study analyses the influence of physiological and socioeconomic aspects on the increase in native forest cover in São Paulo. The first chapter explores the influence of soil physiographic aspects (cation exchange capacity, organic matter, and clay content), slope, slope orientation and distance to rivers in the gain of native forest cover between 1987 and 2017. In the second chapter, we incorporate socioeconomic aspects to understand the predictors of the increase in native forest cover considering their spatial variability.

Keywords: Forest transition, Forest cover change, Tropical forests, Spatial modeling, GWR





## 1. INTRODUÇÃO

O processo de conversão de paisagens naturais em áreas antropizadas, configurado por mudanças no uso e cobertura da terra, é histórico e reflexo de interações complexas e multidimensionais que envolvem componentes físicos, biológicos, sociais, culturais, econômicos, políticos e institucionais (Lambin & Meyfroidt 2010; Moran & Ostrom 2005). As mudanças no uso e na cobertura da terra são variáveis no tempo e no espaço e afetam a estrutura da paisagem que, por sua vez, influencia a conservação da biodiversidade, os processos ecológicos que ela sustenta e as conseqüentes contribuições da natureza para as pessoas (Lira et al. 2012; Rudel et al. 2005). Em função da tendência histórica de desmatamento e das conseqüências para a biodiversidade, poucos estudos focaram em compreender as determinantes para o aumento da cobertura florestal nativa Rudel (1998). É importante avaliar sob quais condições as mudanças no uso e cobertura da terra ocorrem, assim como aprofundar o conhecimento sobre as origens do processo de transição florestal, discutido a seguir, em um contexto específico (Lambin & Meyfroidt 2010; Rudel et al. 2005).

Como descrito, as mudanças no uso e cobertura da terra são ocasionadas por diferentes contextos e podem seguir trajetórias distintas. Tratando-se da cobertura florestal nativa, as mudanças podem ocasionar supressão ou restauração florestal. Quando a tendência é o ganho líquido de cobertura florestal nativa em nível regional ou nacional, diz-se que está em curso a transição florestal. Este termo foi cunhado por Mather (1992) e se refere a uma trajetória específica da mudança de uso e cobertura da terra, que ocorre quando as florestas passam a se expandir depois de um período de constantes reduções na cobertura florestal. A base teórica para explicar a transição florestal relaciona o aumento de cobertura florestal com crescimento econômico, industrialização, urbanização. Esses processos resultam no abandono de terras menos adequadas às atividades agrícolas, que ficam disponíveis para expressão da regeneração natural ou para plantios de restauração (Rudel et al. 2005; Lambin & Meyfroidt 2010; Mather & Needle 1998).

A supressão da cobertura florestal nativa, por sua vez, ocorre de forma regionalizada, mediada por fatores institucionais locais (Geist & Lambin 2002). As causas do desmatamento são diversas, mas este processo é frequentemente associado à expansão da produção de *commodities* agrícolas e da infraestrutura urbana (Defries et al. 2010; Ribeiro et al. 2009; Rudel 2015). Por ser mediado por fatores locais, Geist e Lambin (2002) ressaltam que nenhuma política global de controle de desmatamento em regiões tropicais é efetiva em frear esse processo, sendo essencial uma avaliação local das causas e forças que geram pressão sobre as florestas tropicais. Fatores

socioeconômicos e políticos que influenciam a tomada de decisão do proprietário sobre mudanças no uso da terra afetam fundamentalmente a efetividade das políticas de conservação ambiental (Leite et al. 2020).

No Brasil, os últimos 60 anos foram marcados por mudanças profundas que reverberaram nas políticas ambientais e na distribuição espacial dos ecossistemas nativos. Entre as décadas de 1950 e 1980, foram intensificados os processos de industrialização e urbanização, marcados por mudanças políticas, econômicas e sociais e por uma intensa migração de áreas rurais para áreas urbanas (Brito 2006). A transformação global da economia, a industrialização do país e as modificações da sociedade brasileira fortaleceram a modernização da agricultura. A atividade agrícola estava marginalizada até o começo da década de 1970, já que o plano do governo brasileiro era focado no desenvolvimento das indústrias. Com isso, aumentou-se o poder de atração das cidades, o processo de êxodo rural se intensificou e o rápido crescimento populacional aumentou a demanda por alimentos. Essa conjuntura criou um ambiente favorável à modernização do campo (Alves et al. 2008). Cabe destacar que esse processo foi mais expressivo no território historicamente ocupado pela Mata Atlântica, já que este abriga os dois estados mais populosos e economicamente mais importantes, além de outros 15 estados do país (Bicudo da Silva et al. 2018).

Em relação às políticas ambientais, em 1958 foi criada a Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN), que perdurou até 1990, e marcou a formulação das primeiras políticas ambientais do Brasil sobre a administração de parques nacionais e outras reservas naturais (Diegues 2001). Fruto das diretrizes construídas pela FBCN, o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965) foi uma importante norma federal criada, cuja proposta era regulamentar e definir áreas destinadas à conservação da vegetação nativa em propriedades privadas. O Código Florestal exigia que os proprietários de terras mantivessem uma porcentagem de suas propriedades com vegetação nativa, além de preservar a vegetação em encostas com mais de 45 graus de inclinação, topos de morros e ao longo de cursos d'água. Hoje, o Código Florestal apresenta-se como o principal marco legal para a conservação da vegetação nativa em áreas privadas, cujas restrições impostas sobre o uso da terra desempenham papel fundamental e complementar às áreas públicas protegidas como Unidade de Conservação (Metzger 2010).

Cabe destacar que a publicação do Código Florestal ocorreu no mesmo ano – e cenário social, político e econômico – em que a Lei Federal que instituiu o Crédito Rural (Lei nº 4.829, de 5 de novembro de 1965). O cenário interno para a atividade agropecuária era conturbado e havia desabastecimento de itens básicos, decorrente do descontentamento de produtores rurais em

relação à lucratividade da venda dos produtos em função das quedas dos preços internacionais, da demanda externa e dos empecilhos impostos para o financiamento interno da produção (Igari & Pivello 2011). Assim, a lei foi criada no intuito de aumentar a produtividade da produção agropecuária, viabilizando a mecanização da produção e desempenhando papel fundamental na transformação da agropecuária nacional (Kaimowitz & Smith 2001). Ainda que as mesmas forças políticas tenham concebido as duas políticas públicas aqui abordadas, cuja expectativa era de aumentar a competitividade e a produtividade agropecuária, o Código Florestal representava uma lei isolada, desprovida de instrumentos e recursos que viabilizassem sua operacionalização (Igari & Pivello 2011). A execução do Código Florestal ficou sob responsabilidade do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), criado em 1967, cujo foco concentrava-se na exploração de florestas plantadas (Drummond 1999). Os últimos 30 anos apresentaram mudanças ainda mais expressivas, sobretudo em função da redemocratização do país na segunda metade da década de 80.

Nesse período foi promulgada a Constituição da República Federativa do Brasil em 1988, a lei fundamental e suprema do país e parâmetro de validade para todas as normativas. Situa-se no topo do ordenamento jurídico do país e é o principal símbolo do processo de redemocratização nacional. Ainda, foi viabilizado o funcionamento do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e criado, em 1989, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) (Franco et al. 2015). Ainda neste ano, foi revalidado o Código Florestal (Lei nº 7.754, de 14 de abril de 1989), com o estabelecimento de medidas para proteção das florestas existentes nas nascentes dos rios. No começo da década de 90 foram criadas diversas Secretarias Estaduais de Meio Ambiente, fortalecendo mudanças na esfera política. Ainda, em 1998 foi publicada a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998), que “dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente”. Essa lei reforçou a restauração já que dispôs que a multa por crime ambiental pode ser compensada por restauração.

Nos anos 2000 foi publicada a versão definitiva do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei nº 9.985/2000), que versa sobre o campo das áreas públicas protegidas no Brasil. Até então a economia estava estagnada (Viola 2005) e, somente a partir de 2003, voltou a crescer, incorporando estímulos às atividades agropecuárias e aquecendo o setor (Christoffoli 2007). Cabe destacar que foram impulsionadas as políticas de crédito rural, fundamentais para o desenvolvimento agrícola, para aumento de produtividade e da área de colheita (Assuncao & Chiavari 2015). Em 2012, a aprovação do novo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) revogou a Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 e a Lei nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e representou um retrocesso para a conservação dos ecossistemas naturais do país, sobretudo em

função das flexibilizações relativas às Áreas de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal (RL) e das compensações por desmatamento (Soares-Filho et al. 2014). Como resultado, a política de Crédito Rural chega ao século XXI revitalizada, enquanto o Código Florestal está enfraquecido, tanto em função das brechas legais impostas pela política de Crédito Rural (ex. Art. 37, que não condiciona a concessão de crédito ao cumprimento do Código Florestal), quanto pelas atuais contestações da bancada ruralista no Congresso Nacional, sob o discurso de que a proteção da vegetação nativa nas propriedades privadas reduz a produtividade e competitividade da agropecuária brasileira (Igari & Pivello 2011).

Ainda que enfraquecida a legislação ambiental sobre propriedades privadas na última década, o fenômeno de ganho líquido de cobertura florestal vem cada vez mais sendo estudado em algumas regiões sob domínio da Mata Atlântica do sudeste (Baptista & Rudel 2006; Bicudo da Silva et al. 2016; Calaboni et al. 2018; Costa et al. 2017; Farinaci 2012; Molin et al. 2017; Precinoto et al. 2022). Vem-se discutindo na literatura que fatores biofísicos e socioeconômicos relacionados à aptidão agrícola das terras influenciam as dinâmicas da cobertura florestal (Bicudo da Silva et al. 2016; Borda-Niño 2019; Calaboni et al. 2018; Farinaci 2012). Ainda que a aptidão agrícola seja determinante, é preciso se atentar às características dos proprietários de terra – responsáveis pela tomada de decisão à nível local – e do contexto social, político e econômicos da região (Lambin & Meyfroidt 2010; Bicudo da Silva et al. 2017).

Vale ressaltar que, no estado de São Paulo, 70% do total de fragmentos florestais remanescentes de Mata Atlântica está distribuído em propriedades privadas (Guidotti et al. 2017). Estes remanescentes são essenciais para proteção da biodiversidade, já que aumentam a conectividade das áreas públicas protegidas como Unidade de Conservação (Farah et al. 2017). Dessa forma, aprofundar a compreensão dos aspectos que impulsionaram a transição florestal pode ser um bom caminho para a construção de políticas públicas territoriais e agrícolas que incentivem o aumento da cobertura florestal nativa. Nesse contexto, este trabalho objetiva investigar a influência de aspectos fisiográficos e socioeconômicos sobre o ganho de cobertura florestal nativa de Mata Atlântica do estado de São Paulo. Considera-se o momento atual de aplicação em campo da Lei 12.651/2012 (LPVN), de proteção e restauração da vegetação nativa em propriedades rurais brasileiras, que se expressam na paisagem.

## Referências

- Alves ER de A, Contini E, Gasques JG (2008) Evolução da produção e produtividade da agricultura brasileira. In: Agricultura tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília pp. 67–98.
- Assuncao JJ, Chiavari J (2015) Towards Efficient Land Use In Brazil. ISEE Conference Abstracts 2015:708

- Baptista SR, Rudel TK (2006) A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. *Environmental Conservation* 33:195–202
- Bicudo da Silva RF., Batistella M, Moran EF (2016) Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. *Land Use Policy* 58:133–144
- Bicudo da Silva RF, Batistella M, Moran EF (2018) Regional socioeconomic changes affecting rural area livelihoods and Atlantic forest transitions. *Land* 7:1–17
- Bicudo da Silva RF, Batistella M, Moran EF (2017) Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Science and Policy* 74:14–22
- Bicudo da Silva RF et al. (2016) Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *Professional Geographer* 69:80–93
- Borda-Niño ML (2019) Contribuição de fatores biofísicos e socioeconômicos para a regeneração de florestas tropicais: implicações para a definição de áreas prioritárias para restauração.
- BRASIL. Lei Federal Nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Disponível em [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/14771.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm).
- BRASIL. Lei Federal Nº 4.829, de 5 de novembro de 1965. Institucionaliza o crédito rural. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/14829.htm#:~:text=LEI%20No%204.829%2C%20DE%205%20D E%20NOVEMBRO%20DE%201965&text=Institucionaliza%20o%20cr%C3%A9dito%20rural.&text=Art.,o%20bem%20Destar%20do%20povo](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14829.htm#:~:text=LEI%20No%204.829%2C%20DE%205%20D E%20NOVEMBRO%20DE%201965&text=Institucionaliza%20o%20cr%C3%A9dito%20rural.&text=Art.,o%20bem%20Destar%20do%20povo).
- BRASIL. Lei Federal Nº 7.754, de 14 de abril de 1989. Estabelece medidas para proteção das florestas existentes nas nascentes dos rios e dá outras providências. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/17754.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/17754.htm)
- BRASIL. Lei Federal Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9605.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.htm).
- BRASIL. Lei Federal 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. Disponível em [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm).
- BRASIL. Lei Federal Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)
- Brito F (2006) O deslocamento da população brasileira para as metrópolis. *Estudos Avançados* 20:221–236
- Calaboni A et al. (2018) The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society* 23
- Christoffoli PI (2007) A Evolução da Recente Questão Agrária e os Limites das Políticas Públicas do Governo Lula para o Meio Rural. In: *Estudos de Direito Cooperativo e Cidadania*. Gediell, JAP, editor. Vol. 1 Faculdade de Direito, Programa de Pós-Graduação em Direito – UFPR, Curitiba pp. 113–153.
- Costa RL et al. (2017) Forest transitions in tropical landscapes: A test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Applied Geography* 82:93–100

- Defries RS et al. (2010) Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* 3:178–181
- Diegues AC (2001) *Mito Moderno Da Natureza Intocada*. 3a ed. Editora Hucitec Ltda., São Paulo
- Drummond J (1999) A legislação ambiental brasileira de 1934 a 1988: Comentários de um cientista ambiental simpático ao conservacionismo. *Ambiente e Sociedade* 2:127-149
- Farah FT et al. (2017) Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management* 397:78–88
- Farinaci JS (2012) *As novas matas do estado de São Paulo: um estudo multiescalar sob a perspectiva da Teoria da Transição Florestal*.
- Geist HJ, Lambin EF (2002) Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52:143–150
- Guidotti V et al. (2017) Números detalhados do novo Código Florestal e suas implicações para os PRAs.
- Igarí AT, Pivello VR (2011) Crédito rural e código florestal: irmãos como Caim e Abel. *Ambiente & Sociedade* XIV:133-150
- Kaimowitz D, Smith J (2001) Soybean technology and the loss of natural vegetation in Brazil and Bolívia. In: Angelsen A, Kaimowitz D. (Org.), *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. Reino Unido, Oxon: CABI Publishing Wallingford, 2001. pp. 195-211.
- Lambin EF, Meyfroidt P (2010) Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy* 27:108–118
- Leite MDS et al. (2020) Fatores socioeconômicos e a cobertura de vegetação nativa em imóveis rurais no estado de São Paulo. *Ambiente & Sociedade* 23:46
- Lira PK et al. (2012) Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 278:80–89
- Mather AS (1992) The forest transition. *Area* 24:367–379
- Mather AS, Needle CL (1998) The forest transition: a theoretical basis. *Area* 30:117–124
- Molin PG et al. (2017) Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landscape Ecology* 32:857–870
- Moran EF, Ostrom E (2005) *Seeing the Forest and the Trees: Human-Environment Interactions in Forest Ecosystems*.
- Precinoto RS et al. (2022) Edges as hotspots and drivers of forest cover change in a tropical landscape. *Perspectives in Ecology and Conservation* XXX:XXX
- Ribeiro MC et al. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153
- Rudel TK et al. (2005) Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15:23–31
- Rudel TK (2015) Have tropical deforestation's changing dynamics created conservation opportunities? A historical analysis. *Environmental Conservation* 42:1–11
- Rudel TK (1998) Is There a Forest Transition? Deforestation, Reforestation, and Development. *Rural Sociology* 63:533–552
- Soares-Filho B et al. (2014) Cracking Brazil's Forest Code. *Science*. 344: 363-364

Viola, EJ (2005). Transformações na posição do Brasil no sistema internacional (1990-2005). Plenarium 2(2): 94-119





## 2. FATORES FISIGRÁFICOS ASSOCIADOS AO GANHO DE COBERTURA FLORESTAL NATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO

### RESUMO

Embora no Brasil as taxas de desmatamento superem as de restauração florestal, vem sendo reportado o ganho líquido de cobertura florestal nativa em nível regional após intensa supressão, fenômeno denominado como transição florestal. Vem sendo reportado que esse processo é decorrente do abandono de terras menos adequadas às atividades agrícolas e humanas, que ficam disponíveis para se regenerarem naturalmente ou para plantios de restauração. Nesse sentido, o objetivo desse trabalho é investigar a influência de aspectos fisiográficos e legais sobre o aumento da cobertura florestal da Mata Atlântica do estado de São Paulo nos últimos 30 anos (1987 – 2017), considerando a variabilidade espacial dos preditores. Foram utilizados os dados do MapBiomas para identificar ganho da cobertura florestal. Para compreender as relações entre o aumento da cobertura florestal nativa com a aptidão agrícola de terras e distância para os rios, foram utilizados modelos explicativos *Ordinary Least Squares Regression* (OLS) e *Geographically Weighted Regression* (GWR). A partir dos resultados obtidos, foi possível avaliar a variabilidade espacial das variáveis explicativas do ganho de cobertura florestal nativa da Mata Atlântica do estado de São Paulo. Os resultados dos modelos GWR explicitam que o efeito dos atributos de solo aqui adotados (matéria orgânica e teor de argila), assim como a declividade e a distância para os rios, não estão associados de maneira homogênea ao ganho de cobertura florestal no estado de São Paulo, ainda que todas essas variáveis influenciem nesse processo. Por fim, destaca-se a relevância deste trabalho para contribuir com a ampliação da escala de análises sobre alterações da cobertura florestal nativa do estado de São Paulo para sustentar boas políticas públicas, sem sacrificar a qualidade dos dados via agregação ou redução das observações.

**Palavras-chave:** 1. Transição florestal 2. GWR 3. Fertilidade de solos 4. LPVN

### Introdução

As populações humanas interagem histórica e constantemente com o ambiente, já que dependem dele para obter água, comida e energia, ocasionando mudanças no uso e cobertura da terra (Lambin et al. 2003). Tratando-se da cobertura florestal nativa, as mudanças podem resultar em supressão ou recomposição. Dentre as mudanças que levam à supressão, pode-se citar a conversão de cobertura florestal nativa para usos alternativos da terra, destinados às atividades agropecuárias, silviculturais e infraestrutura urbana (Tabarelli et al. 2005; Ribeiro et al. 2009; Joly et al. 2014). As mudanças no uso da terra não seguem uma trajetória linear ou determinística, são variáveis no tempo e no espaço (Lambin & Meyfroidt 2010) e geram impactos ecológicos, econômicos e sociais (Koontz 2001; Foley et al. 2005; Lira et al. 2012), alterando a distribuição espacial dos ecossistemas nativos.

A distribuição espacial das florestas nativas, por sua vez, é influenciada por características fisiográficas, com e sem mediação humana, já que as variações das condições de relevo e solo condicionam a ocupação humana e os padrões de uso da terra (Farinaci 2012). Ou seja, a distribuição espacial das florestas é condicionada pelas restrições abióticas e pela ocupação

humana, já que o relevo condiciona as dinâmicas de uso do solo (Silva et al. 2007). Diversos trabalhos apontam que os remanescentes florestais tendem a se encontrar em regiões mais declivosas e com solos pobres. Essas regiões são menos adequadas ao uso antrópico, já que o acesso e a mecanização das atividades agrícolas e silviculturais são dificultados e necessitam de maior aporte de nutrientes para os cultivos (Resende et al. 2002; Höfig & Araujo-Junior 2015). Além de condicionar a distribuição espacial das florestas, características do relevo e do solo influenciam a estrutura, a composição e os padrões de diversidade das florestas tropicais brasileiras (Oliveira-Filho et al. 1994; Torres et al. 1997; Sollins 1998; Budke et al. 2007; Ferreira-Júnior et al. 2007).

Nota-se ainda que os aspectos topográficos e edáficos influenciam estágios avançados e iniciais da sucessão secundária, podendo assim condicionar a regeneração natural (W.G. Silva et al. 2007) e a restauração ativa de florestas nativas, já que esta atividade conta com o uso de maquinários e é dificultada em áreas declivosas. Os solos são fundamentais para a compreensão sobre a formação e a dinâmica da paisagem, pois modelam o relevo, dão suporte mecânico e fornecem nutrientes essenciais para o desenvolvimento das comunidades vegetais (IAC 1997). As características físicas e químicas do solo ditam padrões de acúmulo de água e nutrientes que influenciam na estruturação do solo, na instabilidade à erosão e na vegetação (Resende et al. 2002; Cunha et al. 2015). Ainda que as relações entre as propriedades do solo e a vegetação não sejam amplamente documentadas na literatura, alguns estudos explicitam a relação entre fertilidade do solo e a distribuição espacial da cobertura vegetal nativa. Isso porque a fertilidade do solo é determinante para a aptidão agrícola de terras que, por sua vez, condiciona padrões de uso e ocupação humana (Borda-Niño 2019).

A fertilidade é uma qualidade complexa do solo que se relaciona com a disponibilidade de nutrientes para as plantas, sendo sua quantificação uma tarefa difícil (Moral & Rebollo 2017). Ela é resposta da qualidade do solo, definida como a capacidade de funcionamento deste, que viabiliza a sustentabilidade biológica e favorece a manutenção e sobrevivência de plantas, animais e do homem (Karlen et al. 1997; Knoepp et al. 2000). Ambas são provenientes da interação entre propriedade químicas, físicas e biológicas do solo, que afetam a disponibilidade de nutrientes, o potencial de produção e conseqüentemente sua aptidão para uso agrícola (Cunha et al. 2015; Moral & Rebollo 2017). Um bom indicativo da fertilidade dos solos é a sua capacidade de troca catiônica (CTC), que representa a capacidade de absorção, armazenamento e liberação de diversos nutrientes nas superfícies do solo, essenciais às comunidades vegetais (Moral & Rebollo 2017; Ronquim 2020). A CTC favorece, assim, a manutenção da fertilidade do solo ao longo do

tempo e é dependente do teor de argila e de matéria orgânica do solo (Cunha et al. 2015; Ronquim 2020).

Um dos indicadores mais úteis para avaliação da qualidade do solo é o acúmulo e a transformação de matéria orgânica, essenciais para a manutenção e qualidade desses atributos (Machado et al. 2019). A interação da matéria orgânica com diversos componentes do solo influencia a retenção de água, densidade, pH, CTC, sorção de agroquímicos, infiltração, aeração, atividade microbiana, dentre outros, exercendo influência sobre indicadores químicos, físicos e biológicos do solo (Cunha et al. 2015). O teor de argila, que caracteriza a textura do solo, por sua vez, afeta a eficiência da retenção de nutrientes e água no solo, influenciando o comportamento físico-hídrico e químico do solo, sendo sua avaliação valiosa para levantamentos sobre a aptidão agrícola (Santos et al. 2018). Solos mais argilosos possuem uma maior área superficial específica, apresentam enorme capacidade de adsorção de água e outras substâncias, além de maior capacidade de retenção e condução de água e ar, necessários para o desenvolvimento radicular e consequente crescimento das plantas (Santos et al. 2018).

A histórica tendência global de perda de vegetação nativa até hoje se perpetua, sobretudo nas regiões tropicais (Hansen et al. 2013; Kim et al. 2015). Embora no Brasil as taxas de desmatamento superem as de recomposição (Molin et al. 2017), vem sendo reportada a estabilização dos índices de desmatamento e/ou o ganho líquido de cobertura florestal nativa em algumas regiões da Mata Atlântica do sul e sudeste brasileiro, após um longo período de constante redução (Kronka et al. 2005; Baptista & Rudel 2006; Baptista 2008; Farinaci & Batistella 2012; Lira et al. 2012; Bicudo da Silva et al. 2016; Costa et al. 2017; Molin et al. 2017; Calaboni et al. 2018). Quando a tendência é o ganho líquido de cobertura florestal nativa em nível regional ou nacional, após período de constantes supressões, diz-se que está em curso a transição florestal (Mather 1992). A base teórica da Teoria da Transição Florestal, descrita em países industrializados (Rudel et al. 2005), dialoga sobre o abandono de terras menos adequadas às atividades agrícolas e humanas, que ficam disponíveis para se regenerarem naturalmente ou para plantios de restauração (Mather & Needle 1998).

Diversos trabalhos focaram em avaliar as relações da topografia (declividade, altitude, orientação de vertentes) sobre alterações da cobertura florestal nativa. Contudo, a relação entre a fertilidade dos solos sobre alterações da cobertura florestal nativa ainda não havia sido investigada nos polígonos de novas florestas do estado de São Paulo. Nesse sentido, o objetivo desse trabalho foi analisar a variação espacial dos atributos de solo, declividade, orientação de vertentes e distância para rios no bioma Mata Atlântica do estado de São Paulo nos últimos 30 anos (1987 – 2017). Para isso, o trabalho focou em: (i) avaliar se o aumento da cobertura florestal

nativa do estado de São Paulo (1987 – 2017) se relaciona com atributos fisiográficos (declividade, orientação de vertentes, textura, matéria orgânica e capacidade de troca catiônica de solo); (ii) avaliar se o aumento de cobertura florestal nativa do estado de São Paulo, nos últimos 30 anos, tem relação com aspectos da legislação ambiental brasileira, sobretudo a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012); (iii) detectar a variação espacial da influência dos atributos fisiográficos e distância para rios no ganho de cobertura florestal nativa do estado de São Paulo.

## **Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

O estado de São Paulo está localizado na região Sudeste do Brasil, se estende por uma área de 248,2 mil km<sup>2</sup> e abriga mais de 45 milhões de habitantes, cerca de 22% da população brasileira (IBGE, 2010). É uma potência agrícola, contribui em 20% no produto interno bruto (PIB) agrícola brasileiro e apresenta o maior PIB do país (IPEA, 2020). Hoje, é o maior produtor de cana-de-açúcar e outras *commodities* agrícolas (SEADE, 2022). O estado contempla dois importantes *hotspots* de biodiversidade, a Mata Atlântica e o Cerrado (Instituto Florestal de São Paulo 2010). A atividade agropecuária tem um protagonismo histórico e avançou sobre boa parte do território, sobretudo a região centro-oeste. Como consequência, o estado apresenta 22,9% de seu território coberto por vegetação nativa. Especificamente o domínio fitogeográfico da Mata Atlântica do estado ocupa uma área de 5.431.220 hectares (2/3 do território) em diferentes estágios de regeneração, restando cerca de 32% da área por ela originalmente coberta (Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020). Os polígonos de novas florestas presentes nos municípios do estado inseridos no domínio do Cerrado não foram considerados, já que os padrões de uso e ocupação da terra e as características biofísicas são distintas das encontradas na Mata Atlântica.

### **Mudanças na cobertura florestal nativa**

Os dados de cobertura florestal nativa do estado de São Paulo foram obtidos do Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso do Solo do Brasil – MapBiomas – para os anos de 1987 e 2017. Este projeto oferece anualmente uma série histórica de mapas de uso e cobertura da terra, possibilitando o acesso ao arquivo *Landsat* e a classificação automática utilizando o algoritmo *Random Forest* (Souza Jr. et al. 2020). A acurácia global dos mapas de uso e cobertura da terra para a Mata Atlântica é de 85,5% (Legenda nível 2) e a resolução espacial dos mapas é de 30 metros. Adotamos duas classes de uso do solo: ‘floresta’ e ‘não floresta’. Foram consideradas

‘floresta’ áreas em que se encontram remanescentes florestais antigos e áreas em regeneração, contemplados pela classe 3 do MapBiomas. A definição adotada foi abrangente e não houve diferenciação quanto ao estágio sucessional nem quanto a fitofisionomia das matas, em função de impedimentos metodológicos relacionados com a escala de trabalho. Monoculturas florestais não foram consideradas.

Para identificar o ganho da cobertura florestal no intervalo de 30 anos adotado foram somados os mapas de 1987 e 2017, com o último multiplicado por 10 (**Apêndice A**). As dezenas e unidades dessa sobreposição foram utilizadas para identificar as florestas novas (ausentes em 1987 e presentes em 2017), as florestas antigas (persistentes desde 1987 até 2017) e as florestas perdidas (presentes em 1987 e ausentes em 2017) do estado de São Paulo. Foram excluídas amostras de florestas novas menores que 1 hectare, sendo esta a área mínima de mapeamento adotada para reduzir as incertezas relacionadas à classificação (Piffer et al. 2022).

### **Seleção das variáveis**

A seleção das variáveis fisiográficas foi baseada na literatura existente sobre determinantes do aumento de cobertura florestal da Mata Atlântica. A literatura sugere uma alta correlação entre aspectos topográficos e pedológicos associados à aptidão agrícola e ao ganho de cobertura florestal (Silva et al. 2007; Mello 2009; Freitas et al. 2010; Farinaci 2012; de Rezende et al. 2015; Sloan 2015; Bicudo da Silva et al. 2016; Calaboni et al. 2018; Borda-Niño 2019). Nesse sentido, foram selecionadas variáveis utilizadas para inferir fertilidade dos solos e aptidão para uso agrícola, ainda que de forma simplificada. Para a declividade e orientação de vertentes utilizou-se o Modelo Digital de Elevação (MDE) com 30 metros de resolução espacial, disponibilizado pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. A partir deste, foram gerados mapas de declividade e orientação de vertentes em graus para todo o estado de São Paulo.

Os dados de solo foram obtidos através da plataforma SoilGrids e apresentam resolução espacial de 250 metros. Os atributos adotados foram capacidade de troca catiônica (CTC), teor de argila e matéria orgânica e visaram refletir a fertilidade dos solos. A matéria orgânica do solo contém vários dos macro e micronutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas, garantindo a fertilidade dos solos, além de conferir estruturação ao terreno. O teor de argila garante uma textura que possibilita a manutenção dos nutrientes do solo. Além disso, solos mais argilosos e com a presença de substâncias húmicas conferem aos solos capacidade de retenção de cátions trocáveis, expressa pela CTC (Roquim 2020). Para calcular a matéria orgânica do solo, utilizou-se os dados de carbono orgânico do solo multiplicados por 1,724. Isso porque a matéria

orgânica possui 58% de carbono orgânico, que é comumente utilizado para estimar o teor de matéria orgânica do solo (Machado et al. 2003). Os parâmetros de solo foram avaliados em diferentes profundidades: (1) 0-5cm; (2) 5-15cm; (3) 15-30cm; (4) 30-60cm; (5) 60-100cm e (6) 100-200cm.

Além dos dados de solo e declividade, também foi incorporada como variável a distância dos polígonos de novas florestas para os rios. Com isso, pretende-se verificar a influência de aspectos da legislação ambiental brasileira, especificamente a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012) na recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) hídricas. A partir dos dados da rede de drenagem do estado, disponibilizados pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, foi calculada a distância euclidiana do centroide dos polígonos de florestas novas para os rios. Todo o processamento dos dados foi realizado no Sistema de Informação Geográfica ArcGis 10.5 (ESRI 2016) e os arquivos trabalhados foram projetados para o Sistema de Coordenadas Projetadas South America Albers Equal Area Conic (SR-ORG 7823).

## **Modelagem**

Modelos de regressão, explicativos ou preditivos, são usualmente utilizados para inferir relações entre variáveis dependentes/respostas e independentes/preditoras (Montanher 2013). A variação da cobertura florestal nativa pode ser explicada a partir de modelos que propõem uma relação estatística entre a variável resposta (ganho de cobertura florestal nativa) e uma série de variáveis preditoras (declividade, orientação de vertentes, CTC, teor de argila, matéria orgânica e distância para rios). A escolha dos modelos adotados foi baseada na natureza dos dados espaciais que, quando não atendem à independência espacial das observações, apresentam padrão de agrupamento dos valores de uma variável explicativa. Quando verificada a dependência espacial dos dados, surge a necessidade da utilização de modelos que considerem que a relação entre as variáveis dependentes e independentes assumem padrões mais ou menos regionalizados.

Dentre os modelos de regressão, destaca-se a utilização de modelos de regressão espacial (p. ex. Geographically Weighted Regression – GWR, em inglês) (Nakaya 2016). A Regressão Geograficamente Ponderada gera um modelo local do processo que se deseja entender, ajustando uma equação de regressão para cada feição do conjunto de dados, contribuindo também para que seja possível investigar como os parâmetros analisados se distribuem espacialmente (Fotheringham et al. 2002). Assim, utilizamos duas abordagens estatísticas para investigar as relações entre aspectos fisiográficos e a variação espacial do ganho de cobertura florestal nativa no estado de São Paulo: mínimos quadrados ordinários (OLS -

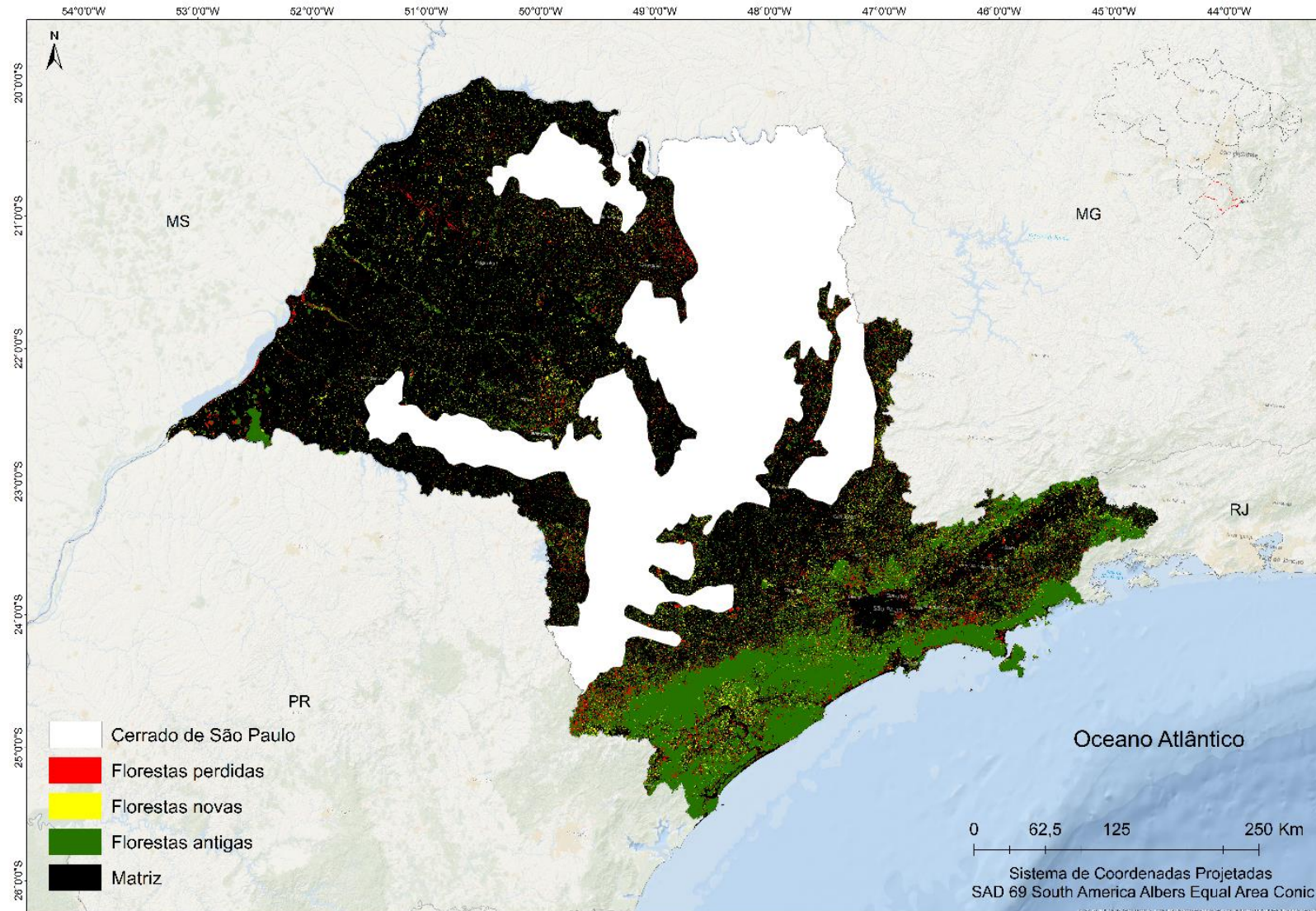
Ordinary Least Squares, em inglês) e regressão geograficamente ponderada (GWR). As unidades de análise foram os polígonos de florestas novas com áreas de pelo menos 1 hectare.

Antes do processamento dos modelos foram realizadas análises exploratórias em *software* R (R Core Team, 2016) para verificar a correlação e a multicolinearidade entre as variáveis preditoras. Foi utilizada a correlação de Pearson através do pacote *corplot*, função `cor.mtest()` e o fator de inflação de variância (VIF) através do pacote *car*, função `vif()`, respectivamente. Posteriormente foram selecionadas as variáveis que não apresentavam multicolinearidade ( $VIF < 4$ ) (Fox & Weisberg 2018) como *input* dos modelos OLS e GWR para ganho de cobertura florestal nativa. Finalmente, foi feita a seleção de modelos baseadas no Critério de Informação de Akaike (AIC) para obtenção do modelo mínimo adequado (OLS). O modelo OLS foi processado em ambiente R a partir da função `lm()`. O modelo GWR foi realizado em Python usando o pacote *FastGWR*, um algoritmo de GWR paralelizado que permite a computação do modelo em tempo reduzido para grande número de observações (Li et al. 2019), como é o caso do presente trabalho. Após o processamento dos modelos, foi calculado o Índice de Moran I para medir a autocorrelação espacial dos resíduos dos modelos no *software* R através do pacote *moranfast*, função `moranfast()`.

## Resultados

A Figura 1 ilustra a distribuição da cobertura florestal nativa no intervalo de 1987 e 2017, com indicação das florestas novas, florestas perdidas e das florestas antigas, excluídos os municípios com presença de Cerrado. É possível perceber que as florestas antigas (verde), se localizam nas áreas mais declivosas do estado de São Paulo, sobretudo na Serra do Mar, Serra da Mantiqueira e Serra da Cantareira, com diversos pontos protegidos por Unidade de Conservação (UCs). Em relação à proporção de florestas novas e desmatadas, 57,34% das observações são de florestas novas e 42,56% são de florestas perdidas.





**Figura 1:** localização das novas florestas, antigas e perdidas da Mata Atlântica do estado de São Paulo entre os anos de 1987 e 2017

*Modelos de ganho de cobertura florestal nativa*

As análises exploratórias explicitaram que os parâmetros de solo apresentaram alta correlação entre as diferentes profundidades, além da matéria orgânica estar correlacionada com a CTC (**Apêndice B**). As variáveis selecionadas para gerar o melhor modelo foram: teor de argila do solo (0-5 cm), matéria orgânica do solo (0-5 cm), declividade, orientação de vertentes e distância das novas florestas para rios (Tabela 1).

**Tabela 1:** variáveis de *input* dos modelos OLS e GWR e valores de VIF das variáveis preditoras dos modelos de ganho de cobertura florestal nativa da Mata Atlântica do estado de São Paulo entre os anos de 1987 e 2017.

Variável resposta (ganho de cobertura florestal)	Variáveis preditoras	VIF
Área dos polígonos de novas florestas em hectare	Teor de argila (g/kg) (0-5 cm)	1,3383
	Matéria orgânica (dg/kg) (0-5 cm)	1,3589
	Declividade (graus)	1,2319
	Orientação de vertentes (graus)	1,0149
	Distância para rios (metros)	1,0047

O poder explicativo dos modelos, verificado pelos valores de AICc e  $R^2$  estão descritos na Tabela 2. É possível identificar um valor menor de AICc no modelo GWR quando comparado com o OLS, sendo este o melhor parâmetro para avaliação da qualidade de modelos espaciais. Como esperado, o modelo GWR aumentou o desempenho do modelo para ganho de cobertura florestal quando comparado com o OLS, subindo de 0,009 (0,9%) para 0,05 (5%). Destaca-se que o valor de  $R^2$  não é a métrica mais adequada para avaliar modelos espaciais explicativos. A Tabela 3 sintetiza as estimativas dos parâmetros com significância estatística para as variáveis preditoras adotadas a partir dos modelos OLS e GWR. Como indicado pelos valores de  $p$  menores que 0,05, todos os parâmetros levantados no modelo OLS são significativos para o aumento de cobertura florestal.

O modelo OLS demonstrou significância estatística para todas as variáveis preditoras utilizadas, sendo o teor de argila do solo e a distância para os rios significativas (Tabela 3). Vale ressaltar a variação encontrada nas estimativas dos parâmetros de cada uma das variáveis preditoras do modelo GWR. Esse resultado reforça a relevância de termos adotado uma análise que considera a variação espacial dos preditores para avaliar a associação entre variáveis fisiográficas e ganho de cobertura florestal nativa. O resultado do Índice de Moran I do modelo OLS está descrito na Tabela 4 e indica dependência espacial dos resíduos.

**Tabela 2:** valores de AICc, R<sup>2</sup>, e número parâmetros dos modelos OLS e GWR para ganho de cobertura florestal nativa.

	<b>OLS</b>	<b>GWR</b>
<b>AICc</b>	598048,6	595977,2
<b>R<sup>2</sup></b>	0,0092	0,0589
<b>Número de parâmetros</b>	6	6

Baseado nos resultados do modelo OLS, o teor de argila e de matéria orgânica do solo influenciam negativamente no ganho de cobertura florestal nativa, ou seja, quanto maior esses valores, menor a chance de aumento de cobertura florestal. O modelo identificou que a declividade influencia positivamente a chance de aumento da cobertura florestal. Quanto à distância para os rios, o modelo OLS encontrou associação positiva, ou seja, maior a distância para rios, maior a chance de aumento de cobertura florestal. Ainda que verificada essa associação, a maioria dos polígonos de novas florestas encontram-se próximos aos cursos d'água (**Apêndice C**). A orientação de vertentes, por sua vez, também se manifestou como um parâmetro relevante para o aumento de cobertura florestal nativa, ainda que não seja possível identificar a orientação que mais favorece o surgimento de florestas.

**Tabela 3:** estimativa dos parâmetros, erro padrão e valor de *p* dos modelos OLS e GWR para ganho de cobertura florestal nativa.

<b>Variáveis</b>	<b>Estimativa dos parâmetros</b>		<b>Erro padrão</b>		<b>Valor de <i>p</i></b>
	<b>OLS</b>	<b>GWR</b>	<b>OLS</b>	<b>GWR</b>	<b>OLS</b>
Teor de argila (0-5 cm)	-1,93167	-0,1012169 ~ 0,10774106	0,21386	0,00667443 ~ 0,02544274	< 2e-16
Matéria orgânica (0-5 cm)	-1,55658	-0,0696236 ~ 0,11714814	0,28353	0,00162219 ~ 0,02104112	4,03e-08
Declividade (graus)	0,55803	-0,988833 ~ 0,58582345	0,2528	0,03145606 ~ 0,30558517	0,00656
Orientação de vertentes (graus)	-0,22123	-0,0178593 ~ 0,0187948	0,09389	0,00213901 ~ 0,00597975	0,01846
Distância para rios (m)	28,71751	-0,009735 ~ 0,03112933	1,19735	0,00026881 ~ 0,00456594	< 2e-16

**Tabela 4:** valores do teste de Moran I para os resíduos dos modelos de ganho de cobertura florestal OLS.

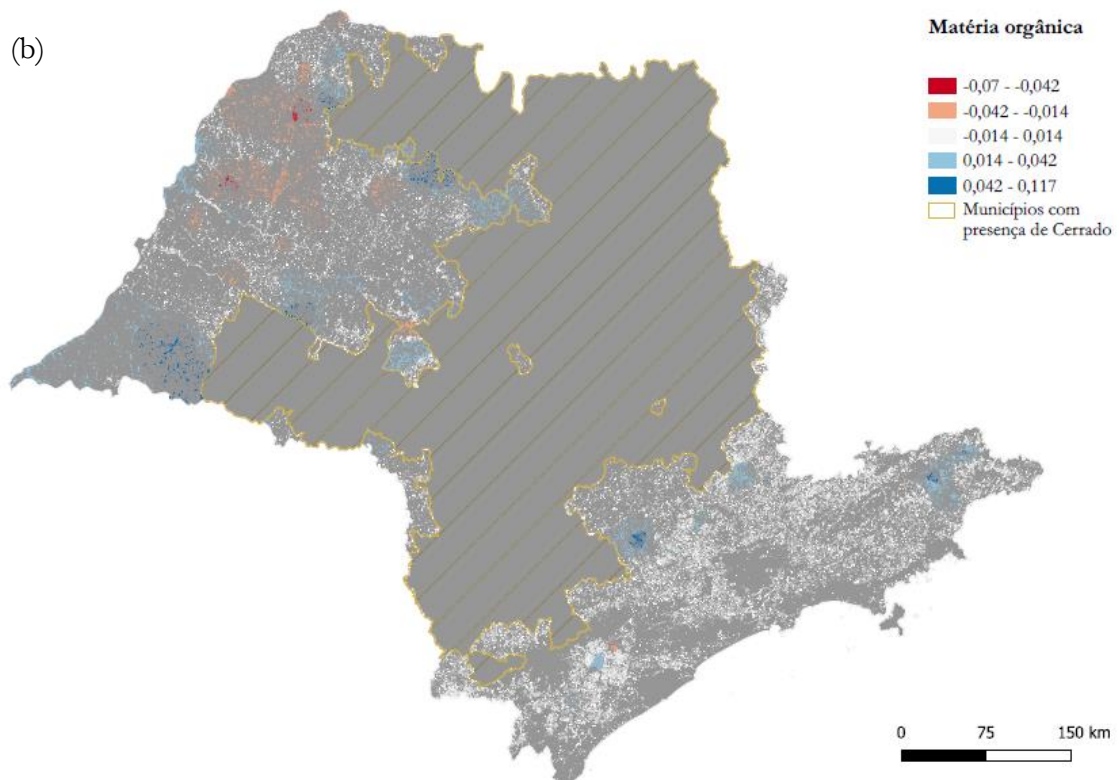
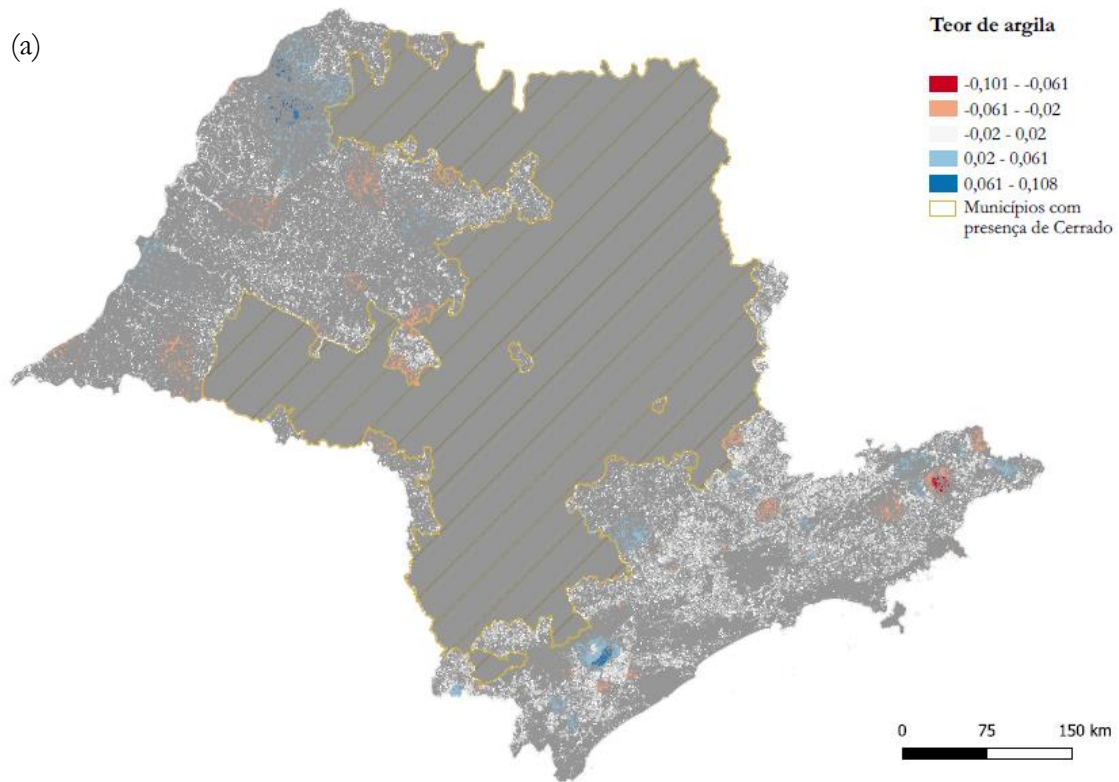
Teste de Moran I	
	OLS
Observado	0,003712188
Esperado	-1,16809e-05
Desvio padrão	4,89407e-05
Valor de $p$	0

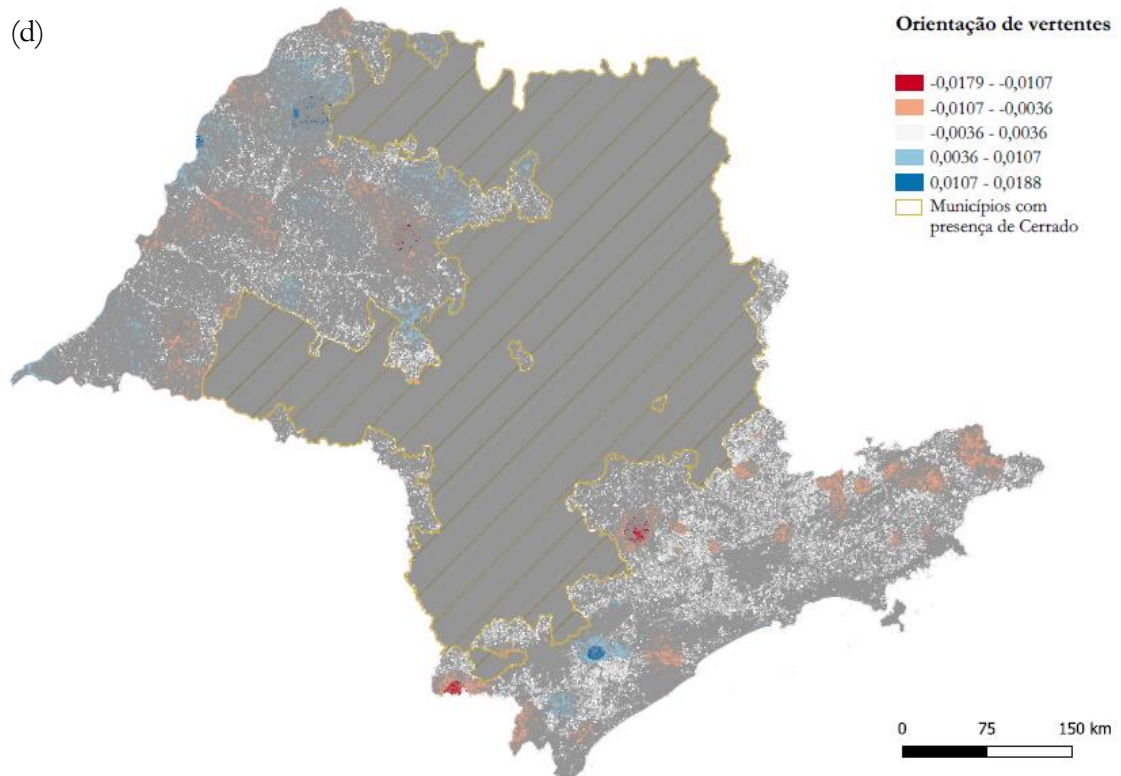
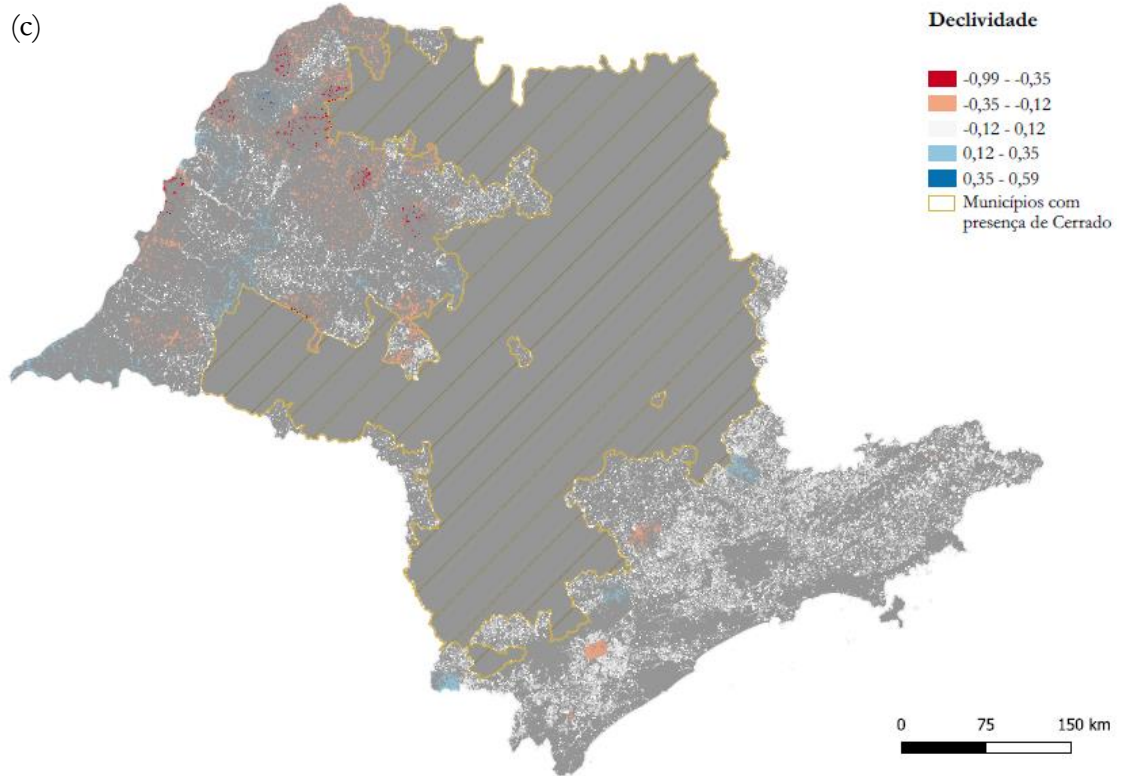
A Figura 2 mostra mapas da estimativa dos parâmetros locais obtidos a partir do modelo GWR para teor de argila (2a) e matéria orgânica (2b) do solo, declividade (2c), orientação de vertentes (2d) e distância das novas florestas para os rios (2e). O teor de argila do solo apresentou nos polígonos de novas florestas da Mata Atlântica do estado de São Paulo, de modo geral, pouca associação com o aumento de cobertura florestal. Verificou-se associação negativa entre teor de argila e aumento de cobertura florestal na região centro-oeste (mesorregiões de Marília, Bauru e Araçatuba) do estado e na mesorregião do Vale do Paraíba paulista. Contudo, percebe-se uma associação positiva na região noroeste (mesorregião de Araçatuba e São José do Rio Preto), no município de Iperó e na mesorregião do Litoral Sul paulista (municípios de Sete Barras e Juquiá).

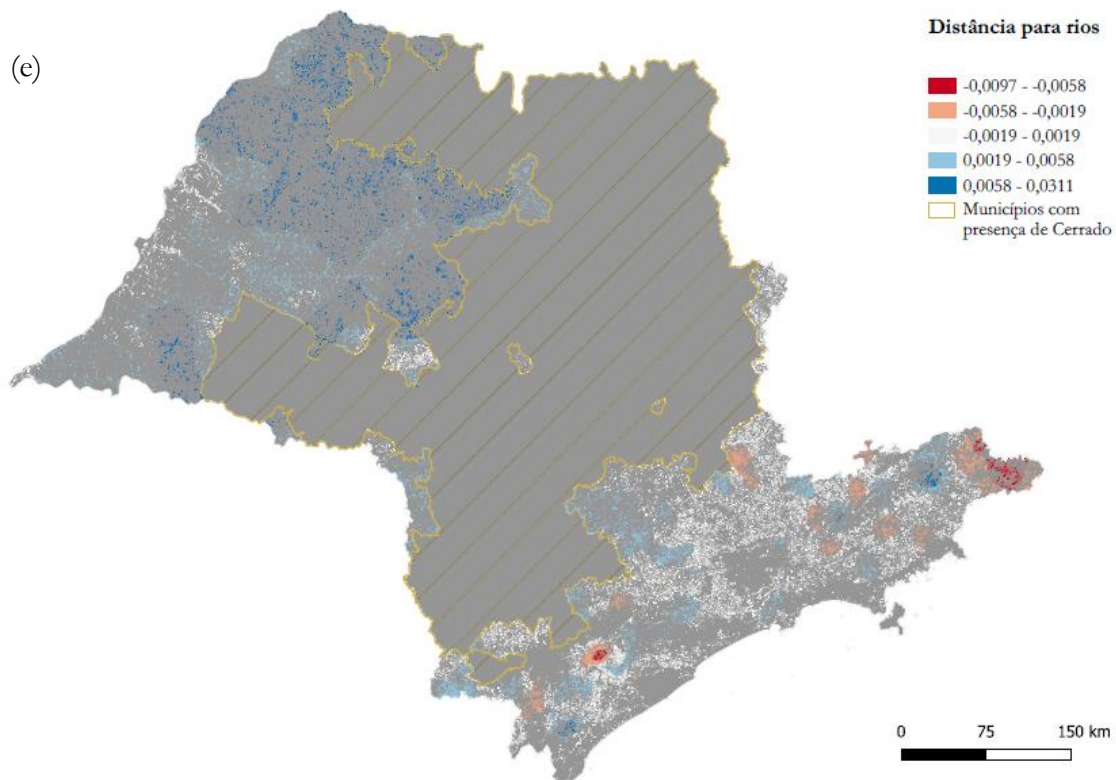
A matéria orgânica do solo apresentou pouca associação com aumento de cobertura florestal no Planalto Atlântico e na Planície Costeira do estado, ainda que tenha apresentado associação positiva no Vale do Paraíba e no município de Iperó. No Planalto Ocidental a matéria orgânica do solo apresentou-se mais associada ao aumento de cobertura florestal, com associação positiva na região do Pontal do Paranapanema (mesorregião de Presidente Prudente) e na mesorregião de São José do Rio Preto. Em contrapartida, verificou-se associação negativa forte em alguns pontos no noroeste do estado (mesorregião de Araçatuba e São José do Rio Preto). A declividade, por sua vez, também não apresentou associação com o ganho de florestas nativas no Planalto Atlântico e na Planície Costeira, mas apresentou associação negativa no noroeste do estado.

A associação entre orientação de vertentes e ganho de cobertura florestal nativa não foi significativamente relevante em todo o estado, mas mostrou-se forte nas áreas que mais tiveram aumento de cobertura florestal no estado, sobretudo Litoral Sul paulista (município de Sete Barras) e no noroeste do estado (municípios de Sud Menucci e Guzolândia). Não apresentou forte associação com o aumento de cobertura florestal nativa no Planalto Atlântico, mas se destacou no Planalto Ocidental, região mais seca do estado. A distância dos polígonos de novas florestas para rios apresentou associação positiva na região noroeste do estado, ou seja, as

maiores áreas de florestas novas estão mais distantes dos cursos d'água. Cabe destacar associação negativa forte no Vale do Paraíba, na região de Amparo e no Litoral Sul Paulista.







**Figura 2:** Parâmetros locais estimados através do GWR para cada variável preditora selecionada para explicar ganho de cobertura florestal nativa: (a) teor de argila do solo, (b) matéria orgânica do solo, (c) declividade, (d) orientação de vertentes (e) distância dos fragmentos de novas florestas para rios.

## Discussão

A distribuição espacial da Mata Atlântica do estado de São Paulo, assim como da Mata Atlântica brasileira como um todo, é consequência de mudanças fundamentais nas relações entre os sistemas geobiofísicos e sociais. Essas mudanças se expressaram com os ciclos econômicos desenvolvidos no Brasil desde a invasão portuguesa, todos pautados na exploração dos ecossistemas nativos, documentados por Fonseca (1985), Dean (2000) e Costa (2022). Como consequência do histórico de uso e ocupação territorial da região, a paisagem do estado de São Paulo apresenta-se como um mosaico de formações vegetais originárias de Cerrado e Mata Atlântica imersas em matrizes agrícolas, pecuárias, silviculturais e urbanas (Tabarelli et al. 2005; Ribeiro et al. 2009; Joly et al. 2014).

No estado de São Paulo, entre a década de 1970 e os anos 2000, os índices de desmatamento se estabilizaram, ao longo da década de 1990 houve um acréscimo na área coberta por floresta nativa no estado (Kronka et al. 2005) e em vários municípios o aumento de cobertura florestal nativa superou as perdas (Ehlers 2007). Já em 2010, foi verificado que cerca de 95 mil hectares foram recompostos por vegetação nativa (Instituto Florestal de São Paulo 2010). Em

2020, foi verificado o aumento de 214 mil hectares de floresta nativa em 10 anos (Inventário Florestal de São Paulo 2020). Dados resultantes de censos agropecuários do IBGE e do LUPA, realizados na escala da propriedade rural, também indicam aumento de cobertura florestal nativa (Farinaci 2012). Ainda que as estimativas variem em função dos métodos utilizados, a maioria das observações sugerem um ganho líquido de florestas no estado, que pode ser um indicativo da proximidade do ponto de inflexão da curva de transição florestal (Farinaci e Batistella 2012; Molin et al. 2017; Calaboni et al. 2018).

Neste trabalho, nós avaliamos as relações entre fatores fisiográficos e legal sobre o ganho de cobertura florestal da Mata Atlântica do estado de São Paulo nos últimos 30 anos. Encontramos que os fatores associados ao aumento variam e até mesmo diferem na relação com o ganho de florestas nas diferentes regiões do estado, o que demonstra que análises regionais são mais adequadas para a compreensão do processo estudado. A importância de termos utilizado análises que incorporam a variabilidade espacial pode ser verificada com o aumento do poder explicativo do modelo GWR quando comparado com o OLS. Cabe destacar a escala de análise do trabalho e a heterogeneidade da fisiografia do estado de São Paulo acabam por reduzir o poder explicativo do modelo. A maioria dos trabalhos que exploraram a transição florestal na Mata Atlântica foram realizados em escalas menores, ou seja, o processo foi estudado em um município (Baptista 2008; Cemin & Ducati 2015; Macedo et al. 2013; de Rezende et al. 2015), em paisagens de uma bacia hidrográfica (Ferraz et al. 2014; Costa et al. 2017; Molin et al. 2017; Borda-Niño 2019; Precinoto et al. 2022) ou em paisagens de uma forma de relevo (Bicudo da Silva et al. 2016; Freitas et al. 2010; Lira et al. 2012).

Sem considerar a variabilidade espacial dos preditores, o modelo OLS identificou associação positiva entre declividade e aumento de cobertura florestal, isto é, áreas mais declivosas apresentam maior probabilidade de aumento de cobertura florestal, também visto em trabalhos realizados em escalas menores (Silva et al. 2007; Teixeira et al. 2009; Macedo et al. 2013; Cemin & Ducati 2015; de Rezende et al. 2015; Borda-Niño 2019; Precinoto et al. 2022) e em trabalho desenvolvido para o estado de São Paulo (Calaboni et al. 2018). Em contrapartida, outros autores verificaram que a regeneração em pastagens e canaviais ocorreu em áreas menos declivosas (Molin et al. 2017). Também foi identificada associação negativa entre o teor de argila e a matéria orgânica do solo com o aumento de cobertura florestal, ou seja, quanto menor esses valores, maior a probabilidade de ganho de floresta. O fato de a CTC não ter sido incluída no modelo pois apresentou alta correlação com a matéria orgânica do solo, justifica-se com o fato de que 70 a 74% da CTC dos solos no estado de São Paulo se deve à matéria orgânica (Raij 1969). Regiões com essas características edáficas são mais apropriados para a produção agrícola e



apresentam menos necessidade de utilização de fertilizantes (Ramalho-Filho & Pereira 1999; Moral & Rebollo 2017). Isso porque têm maior capacidade de absorção, armazenamento e liberação de diversos nutrientes nas superfícies do solo, alta capacidade de retenção de água e baixo potencial de lixiviação de nutrientes catiônicos (Moral e Rebollo 2017; Ronquim 2020).

A capacidade de retenção de água no solo, um importante indicador de aptidão agrícola que não foi diretamente incorporado nesse trabalho, foi associada por Calaboni e colaboradores (2018) com a perda de floresta entre os anos de 1960 e 1996, mas não de 1996 a 2006. Os autores associaram este fato à intensificação da agricultura que ocorreu neste período, que levou ao abandono de áreas menos produtivas, abrindo espaço para a regeneração florestal. Os resultados por nós encontrados revelam que o aumento de cobertura florestal nativa tende a ocorrer em encostas íngremes, com solos pouco férteis e mais suscetíveis à erosão, ou seja, em regiões com baixa aptidão agrícola (Pereira & Lombardi Neto 2004). As associações encontradas entre os atributos fisiográficos avaliados e a presença de polígonos de florestas recuperadas, sugerem que, nos últimos 30 anos, os produtores rurais tendem a estabelecer suas produções em áreas mais adequadas às atividades agropecuárias e silviculturais. O padrão por nós encontrado condiz com a Teoria da Transição Florestal (Mather & Needle 1998).

Os resultados corroboram com os encontrados na literatura, que sugere que os remanescentes florestais e as áreas em regeneração encontram-se em áreas com as características apresentadas, desfavoráveis à ocupação e ao uso humano, seja para atividades agropecuárias, silvicultura ou infraestrutura urbana (Silva et al. 2007; Teixeira et al. 2009; Rezende et al. 2015; Calaboni et al. 2018; Molin et al. 2017; Borda-Niño et al. 2019; Precinoto et al. 2022). Em contrapartida, foi verificado por diversos autores com os padrões de desmatamento tendem a ocorrer em áreas planas ou menos declivosas (Teixeira et al. 2009; Rezende et al. 2015; Molin et al. 2017; Calaboni et al. 2018; Precinoto et al. 2022). Destaca-se que os determinantes da aptidão agrícolas estão associados à tomada de decisão pelo homem no uso do solo (Borda Niño 2019). Esse fato foi descrito por Arroyo-Rodríguez et al. (2015), que verificaram que as oportunidades de regeneração oriundas do abandono de terras pouco produtivas estão mais associadas às características fisiográficas que definem a aptidão agrícola do local do que às condições favoráveis à sucessão secundária (p. ex. polinização, dispersão de sementes e estabelecimento de plântulas). Assim, incentivamos trabalhos que incorporem avaliações a nível da propriedade rural de modo a compreender os padrões de tomada de decisão dos proprietários rurais do estado.

Outra variável que se mostrou relevante foi a distância para rios, que apresentou associação positiva com o aumento da cobertura florestal nativa. Não esperávamos encontrar essa relação, como proposto por Cemin e Ducati (2015), Macedo et al. (2013), Molin et al. (2017),

Rezende et al. (2015) e Teixeira et al. (2009), que reforçaram a importância do rigor no cumprimento da legislação ambiental para o aumento de floresta, já que existe obrigatoriedade de recuperação florestal ao longo dos cursos d'água (Rodrigues et al. 2011). Esse fato pode ser justificado pela escolha da variável resposta adotada no trabalho. Aqui, utilizamos a área de polígonos de novas florestas para inferir aumento de cobertura florestal nativa. Assim, as maiores áreas contínuas de restauração florestal encontram-se mais distantes de rios, bem como as florestas perdidas. Outro fato que pode justificar a detecção desta relação é a área mínima de mapeamento adotada de 1 hectare. A vegetação ciliar apresenta, em geral, configuração espacial linear, dificultando a identificação de polígonos de novas florestas maiores de 1 hectare nas margens dos rios. Além disso, o modelo não é capaz de captar a obrigatoriedade legal da restauração das Áreas de Preservação Permanente hídricas preconizada pelo Código Florestal Brasileiro.

Ainda que nosso modelo não tenha detectado associação negativa entre distância para rios e aumento da cobertura florestal nativa, ressaltamos que no período estudado houve avanços na legislação ambiental. Possivelmente este fato está relacionado com o aumento de cobertura florestal nativa no estado, mas destacamos os relevantes retrocessos no que tange a obrigatoriedade de restauração de APPs hídricas. Destacamos a criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) em 1981 (regulamentado em 1983), do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) em 1983 e do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) em 1989. Estes órgãos desenvolveram instrumentos legais que viabilizaram, junto ao Código Florestal Brasileiro, a conservação da vegetação nativa de encostas íngremes e áreas ripárias, fomentando o aumento de cobertura florestal nativa nessas áreas e dificultando novos desmatamentos.

Reconhecemos que o processo estudado é complexo e envolve uma série de variáveis que extrapolam o campo da fisiografia, sobretudo possíveis aspectos socioeconômicos. Encorajamos novos trabalhos que incorporem outras variáveis para que os modelos possam ser refinados, especialmente aquelas que refinem a aptidão agrícola de terras, por exemplo, distância para estradas (Freitas et al. 2010; Rezende et al. 2015; Teixeira et al. 2009) e dados climáticos (Borda Niño 2019; Molin et al. 2017). Outros aspectos biofísicos relevantes para o aumento de cobertura florestal nativa como proximidade de fragmentos florestais antigos e áreas protegidas (Macedo et al. 2013; Molin et al. 2017; Rezende et al. 2015) e de bordas de florestas (Precinoto et al. 2022) também devem ser incorporados. Destacamos que o presente estudo pode ser útil para subsidiar políticas públicas de conservação e restauração florestal, além de novas pesquisas com

hipóteses mais específicas sobre o aumento da cobertura florestal nativa da Mata Atlântica do estado de São Paulo.

Por fim, ressaltamos que o aumento de cobertura florestal nativa no estado deve ser visto com cautela. A relativa estabilidade da cobertura florestal nativa e até mesmo o incremento desta em terras marginais para mecanização agrícola esconde a perda contínua de florestas antigas, sobretudo em terras planas, mais aptas para atividades agrícolas (Rosa et al. 2021). Esse fato representa um problema para a conservação da biodiversidade (Ferraz et al. 2014), sobretudo porque na Mata Atlântica predominam florestas secundárias (Ferraz et al. 2014; Lira et al. 2012; Rosa et al. 2021). Ainda que estas aumentem o número de fragmentos florestais e a conectividade entre fragmentos protegidos pelo poder público como Unidades de Conservação (Lira et al. 2012; Farah et al. 2017), é preciso garantir a conservação das florestas antigas, *habitat* de espécies sensíveis. Junto à conservação de ecossistemas florestais maduros, faz-se necessário o empreendimento de esforços de restauração em terras privadas.

## **Conclusão**

Através da modelagem por GWR foi possível produzir modelos locais da influência das variáveis fisiográficas sobre o ganho de cobertura florestal nativa do estado de São Paulo nos últimos 30 anos, assim como verificar a variabilidade espacial das variáveis fisiográficas preditoras do ganho de cobertura florestal nativa da Mata Atlântica do estado de São Paulo. A abordagem aqui adotada permitiu que obtivéssemos, ao invés de um coeficiente único para todo o território, um coeficiente para cada observação, variando de acordo com a localização geográfica. Verificamos que, para todas as variáveis preditoras, os modelos GWR descrevem os dados significativamente melhor que os modelos globais (OLS). Os resultados dos modelos GWR explicitam que as variáveis fisiográficas preditoras relacionadas ao ganho de cobertura florestal nativa se comportam de maneira heterogênea no estado de São Paulo. Isso quer dizer que o efeito que os atributos de solo aqui adotados (teor de argila e de matéria orgânica), assim como a declividade, a orientação de vertentes e a distância para os rios, não é o mesmo nas diferentes regiões no estado de São Paulo, ainda que todas essas variáveis influenciem no ganho de floresta.

Esse resultado fortalece a noção de que esses processos são regionalizados e necessitam de uma análise contexto-específica para que possam ser mais bem descritos. Vale destacar que a interpretação dos modelos GWR é descritiva e mostra as relações existentes no espaço entre as variáveis preditoras e o ganho de cobertura florestal nativa. Assim, não foi objetivo deste trabalho descrever conclusões definitivas sobre as causas desse processo, mas identificar a influência das variáveis adotadas e como elas se espacializam no território. Ainda que a operacionalização destes

modelos para grande número de observações seja restrita, o algoritmo disponibilizado por Li e colaboradores (2019) demonstrou-se uma rica e promissora ferramenta para análises espaciais com grandes volumes de dados sobre mudanças na cobertura florestal nativa. Por fim, destaca-se a relevância deste trabalho para contribuir com a ampliação da escala de análises sobre alterações da cobertura florestal nativa do estado de São Paulo, sem sacrificar a qualidade dos dados via agregação ou redução das observações, já que a análise adotada foi feita para os polígonos de novas florestas.

## Referências

- Arroyo-Rodríguez V et al. (2015) Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews* 92:326–340
- Baptista SR (2008) Metropolization and forest recovery in southern Brazil: a multiscale analysis of the Florianópolis City-Region, Santa Catarina State, 1970 to 2005. *Ecology and Society* 13
- Baptista SR, Rudel TK (2006) A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. *Environmental Conservation* 33:195–202
- Bicudo da Silva R.F., Batistella M, Moran EF (2016) Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. *Land Use Policy* 58:133–144
- Bicudo da Silva R.F. et al. (2016) Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer* 0:1–14
- Borda-Niño ML (2019) Contribuição de fatores biofísicos e socioeconômicos para a regeneração de florestas tropicais: implicações para a definição de áreas prioritárias para restauração.
- Budke JC, Jarenkow JA, De Oliveira-Filho AT (2007) Relationships between tree component structure, topography and soils of a riverside forest, Rio Botucaraí, Southern Brazil. *Plant Ecology* 189:187–200
- Calaboni A et al. (2018) The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society* 23
- Cemin G, Ducati JR (2015) Modelos estocásticos aplicados à avaliação dinâmica da paisagem florestal de remanescentes de Mata Atlântica no município de Caxias do Sul - RS. *Revista Arvore* 39:1019–1030
- Costa RL et al. (2017) Forest transitions in tropical landscapes: A test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Applied Geography* 82:93–100
- Costa, JP de O (2022) Uma história das florestas brasileiras. Ed Autêntica, Belo Horizonte, MG.
- Cunha TJ da, Mendes AMS, Giongo V (2015) Matéria Orgânica do Solo. In: *Recurso solo: propriedades e usos*. Nunes, RR & Rezende, MOO, editors. Editora Cubo, São Carlos pp. 273–293.
- Ehlers E (2007) Empreendedorismo e conservação ambiental no interior de São Paulo. *Revista de Economia e Sociologia Rural* 45:185–203
- Farah FT et al. (2017) Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management* 397:78–88
- Farinaci JS (2012) As novas matas do estado de São Paulo: um estudo multiescalar sob a perspectiva da Teoria da Transição Florestal.

- Farinaci JS, Batistella M (2012) Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. *Revista Arvore* 36:695–705
- Ferraz SFB et al. (2014) How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology* 29:187–200
- Ferreira-Júnior WG et al. (2007) Influence of soils and topographic gradients on tree species distribution in a Brazilian Atlantic tropical semideciduous forest. *Edinburgh Journal of Botany* 64:137–157
- Foley JA et al. (2005) Global consequences of land use. *Science* 309:570–574
- Fonseca GAB (1985) The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 34:17–34
- Fotheringham AS, Brundson C, Charlton M (2002) Geographically Weighted Regression.
- Fox J, Weisberg S (2018) Visualizing fit and lack of fit in complex regression models with predictor effect plots and partial residuals. *Journal of Statistical Software* 87
- Freitas SR, Hawbaker TJ, Metzger JP (2010) Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 259:410–417
- Hansen MC et al. (2013) High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342:850–854
- Höfig P, Araujo-Junior CF (2015) Classes de declividade do terreno e potencial para mecanização no estado do Paraná. *Coffee Science* 10:195–203
- IAC (1997) Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo - Boletim Técnico 100. Campinas
- Joly CA, Metzger JP, Tabarelli M (2014) Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist* 204:459–473
- Karlen DL et al. (1997) Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America journal* 61:4–10
- Kim D-H, Sexton JO, Townshend JR (2015) Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s. *Geophysical Research Letters* 42:3495–3501
- Knoepp JD et al. (2000) Biology indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management* 138:357–368
- Koontz TM (2001) Money talks? But to whom? Financial versus nonmonetary motivations in land use decisions. *Society and Natural Resources* 14:51–65
- Kronka F. J. N. et al. (2005) Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. 1–67
- Kronka Francisco J.N., Nalon MA, Matsukuma CK (2005) Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. São Paulo
- Lambin EF, Geist HJ, Lepers E (2003) Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28:205–241
- Lambin EF, Meyfroidt P (2010) Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy* 27:108–118
- Li Z et al. (2019) Fast Geographically Weighted Regression (FastGWR): a scalable algorithm to investigate spatial process heterogeneity in millions of observations. *International Journal of Geographical Information Science* 33:155–175
- Lira PK et al. (2012) Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 278:80–89
- Macedo RC et al. (2013) Modelagem dinâmica espacial e valoração das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas a expansão canavieira. *Bol. Ciênc. Geod* 19:313–337

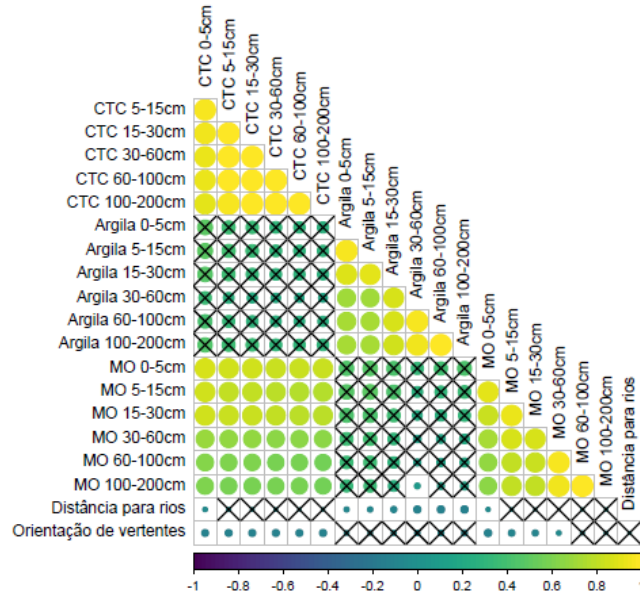
- Machado DL et al. (2019) Organic matter and soil fertility in different successional stages of seasonal semideciduous forest. *Revista Caatinga* 32:179–188
- Mather AS (1992) The forest transition. *Area* 24:367–379
- Mather AS, Needle CL (1998) The forest transition: a theoretical basis. *Area* 30:117–124
- Mello TF De (2009) Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes: as quase-florestas de São Luiz do Paraitinga (SP).
- Molin PG et al. (2017) Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landscape Ecology* 32:857–870
- Moral FJ, Rebollo FJ (2017) Characterization of soil fertility using the Rasch model. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 17:486–498
- Nakaya T (2016) GWR4.09 User Manual. 1–40
- Oliveira-filho AT et al. (1994) Effects of Soils and Topography on the Distribution of Tree Species in a Tropical Riverine Forest in South-Eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10:483–508
- Pereira LC, Lombardi Neto F (2004) Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras: proposta metodológica. Jaguariúna
- Piffer PR et al. (2022) Turnover rates of regenerated forests challenge restoration efforts in the Brazilian Atlantic forest. *Environmental Research Letters* 17:1–11
- Precinoto RS et al. (2022) Edges as hotspots and drivers of forest cover change in a tropical landscape. *Perspectives in Ecology and Conservation* XXX:XXX
- Raj B van (1969) A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. *Bragantia* 29:85–111
- Ramalho-Filho A, Pereira LC (1999) Aptidão agrícola das terras do Brasil: potencial de terras e análise dos principais métodos de avaliação. Rio de Janeiro
- Resende M, Lani JL, Rezende SB de (2002) Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sua sustentabilidade. *Revista Árvore* 26:261–269
- de Rezende CL et al. (2015) Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodiversity and Conservation* 24:2255–2272
- Ribeiro MC et al. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153
- Rodrigues RR et al. (2011) Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261:1605–1613
- Ronquim CC (2020) Fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais - *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento* 35.
- Rosa MR et al. (2021) Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances* 7:1–8
- Rudel TK et al. (2005) Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15:23–31
- Santos HG dos et al. (2018) Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5th ed. Embrapa, Brasília
- Silva W.G. et al. (2007) Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. *Braz. J. Biol.* 67:403–411
- Silva W. G. et al. (2007) Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. *Brazilian Journal of Biology* 67:403–411
- Sloan S (2015) The development-driven forest transition and its utility for REDD+. *Ecological Economics* 116:1–11

- Sollins P (1998) Factors Influencing Species Composition in Tropical Lowland Rain Forest: Does Soil Matter? *Ecology* 79:23–30
- Tabarelli M et al. (2005) Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade* 1:132–138
- Teixeira AMG et al. (2009) Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257:1219–1230
- Torres RB, Martins FR, Kinoshita LS (1997) Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 20:41–49

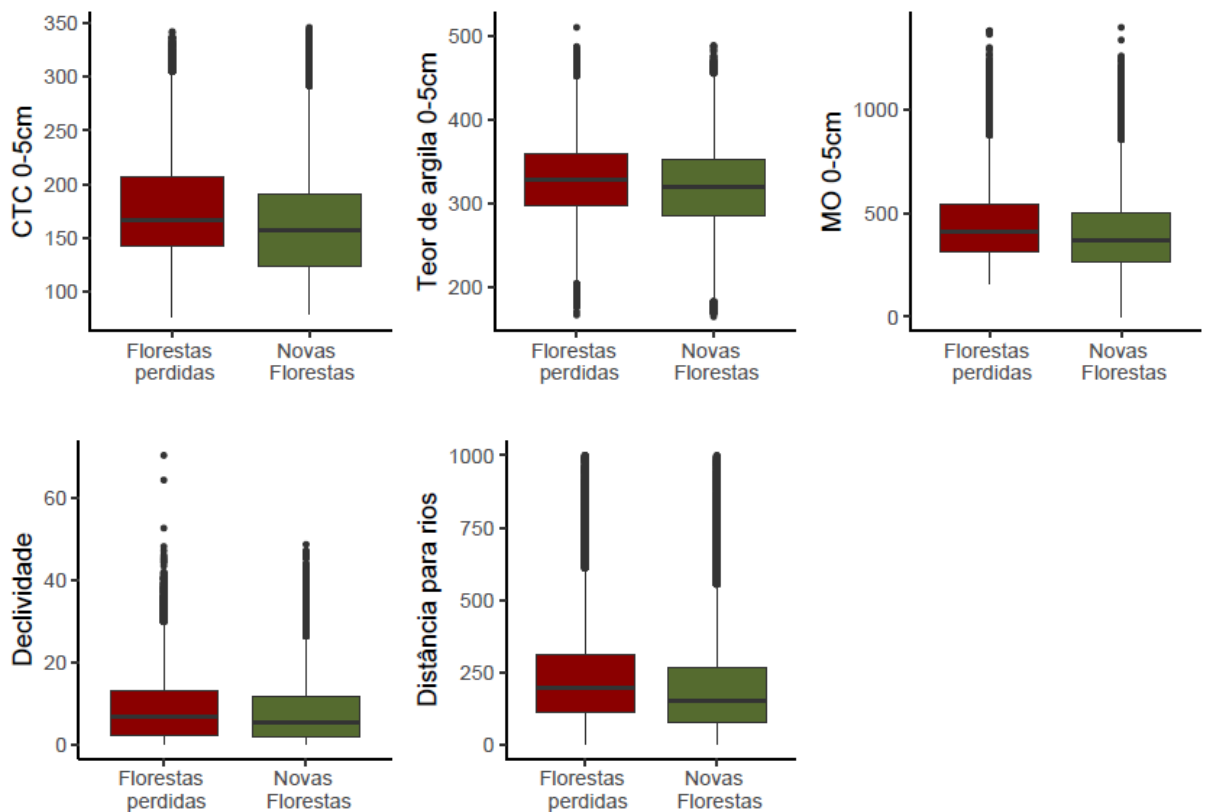
**APÊNDICES**

**APÊNDICE A.**  $MCF = F1987 + 10 * F2017$ , em que *MCF* representa a mudança na cobertura florestal nativa, *F1987* representa o *raster* convertido em ‘floresta’ e ‘não floresta’ em 1987 e *F2017* representa o *raster* convertido em ‘floresta’ e ‘não floresta’ em 2017.

**APÊNDICE B.** Correlograma obtido a partir da correlação de Pearson entre as variáveis predictoras para ganho de cobertura florestal nativa a nível de confiança de 95%.



**APÊNDICE C.** Estatística básica exploratória das variáveis predictoras utilizadas para os modelos de ganho de cobertura florestal nativa.







### 3.FATORES FISIAGRÁFICOS E SOCIOECONÔMICOS ASSOCIADOS AO GANHO DE COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM PAISAGENS DA MATA ATLÂNTICA DO ESTADO DE SÃO PAULO

#### RESUMO

A Teoria da Transição Florestal explora os processos que levam a reversão da redução da cobertura florestal nativa para aumento de cobertura, e relaciona esses processos ao desenvolvimento econômico, industrialização, urbanização e intensificação do uso da terra. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi explorar a associação entre ganho de cobertura florestal nativa no bioma Mata Atlântica do estado de São Paulo entre os anos de 1987 e 2017 e aspectos fisiográficos e socioeconômicos municipais, considerando a variabilidade espacial dos preditores. A partir dos mapeamentos do MapBiomas, foram verificadas as porcentagens de cobertura florestal nativa de cada município nos anos de 1987 e 2017, selecionados os que aumentaram suas coberturas florestais, mas excluídos os municípios sobre o bioma Cerrado. Para caracterização fisiográfica, foram utilizadas as médias de declividade, CTC, matéria orgânica e argila do solo dos polígonos onde surgiram novas florestas nesse intervalo, em cada município no bioma Mata Atlântica. Para a caracterização socioeconômica dos municípios, foram utilizados dados relativos à população (população rural, urbana e grau de urbanização, desemprego e pessoal ocupado em atividades agropecuárias), área colhida de culturas permanentes, PIB e ICMS Ecológico. Foram processados modelos globais (*Ordinary Least Squares Regression* - OLS) e locais (*Geographically Weighted Regression* - GWR) para avaliar a associação entre os preditores. Os resultados do modelo GWR explicitaram que o efeito dos atributos fisiográficos e socioeconômicos aqui adotados diferem entre as regiões do estado de São Paulo. De modo geral, verificou-se que o aumento de cobertura florestal nativa se deu em municípios com menor aptidão agrícola. Parece haver uma relação entre a modernização agrícola e os avanços nas políticas ambientais com o processo de transição florestal, que parece ainda estar em curso no estado de São Paulo. O presente estudo amplia a compreensão sobre esse processo e pode contribuir no direcionamento de políticas públicas estaduais, tanto ambientais como agrícolas, que incentivem a transição florestal no estado e maximizem o aumento de cobertura florestal nativa.

**Palavras-chave:** 1. Transição florestal 2. Modernização da agricultura 3. Aptidão agrícola 4. Políticas ambientais

#### Introdução

Os países que abrigam as florestas tropicais possuem os ecossistemas com os mais elevados índices de biodiversidade e de endemismo no mundo (Alroy 2017). Embora a essencialidade dessas florestas seja amplamente conhecida, ainda assim são os ecossistemas mais ameaçados (Zwiener et al. 2017). Atividades agrícolas de larga escala são tidas como a principal causa de desmatamento nos trópicos (Defries et al. 2010; Rudel 2015), que ameaça não somente a conservação da biodiversidade, mas também as contribuições da natureza para as pessoas (Lambin & Meyfroidt 2010; FAO 2014). No Brasil, a expressiva extensão de paisagens tropicais degradadas é consequência de cinco séculos de desmatamento, marcados por diferentes ciclos econômicos e sociais. Foi comum entre eles a pressão imposta sobre as matas abrigadas no domínio da Mata Atlântica, desde a exploração do pau-brasil no século XVI à expansão das

monoculturas agrícolas e silviculturais e a industrialização/urbanização no século XX (Fonseca 1985; Dean 1996; Costa 2022).

Contrariamente à tendência histórica de desmatamento, vem sendo reportado em algumas regiões da Mata Atlântica no Brasil o aumento da cobertura florestal nativa após um longo período de constante redução (Baptista 2008; Farinaci & Batistella 2012; Bicudo da Silva et al. 2016; Molin et al. 2017; Calaboni et al. 2018), relacionado à diminuição da pressão da expansão agrícola sobre os ecossistemas florestais (Lapola et al. 2014). Essa trajetória de mudança no uso e cobertura da terra para aumento de vegetação florestal é conhecida como transição florestal (Mather 1992). Estudos demonstram esse padrão em países industrializados (Rudel et al. 2005), que constataram a redução das pressões antrópicas sob as florestas e o aumento da cobertura florestal. A Teoria da Transição Florestal explora os processos que levam a essa reversão do padrão de contínua redução da cobertura florestal nativa e os relaciona ao desenvolvimento econômico, industrialização, urbanização e intensificação do uso da terra. Como consequência desses processos, mudanças sociais e econômicas impulsionam o abandono de terras agrícolas pouco produtivas, abrindo espaço para a própria sucessão secundária (daqui para frente chamada de regeneração natural) e para o plantio de mudas florestais (Mather & Needle 1998; Rudel 1998; Rudel et al. 2005). Vale destacar que a transição florestal engloba complexas interações entre fatores físicos, biológicos, sociais, culturais, políticos e institucionais (Farinaci 2012).

Duas são as explicações propostas por Rudel e colaboradores (2005) para justificar o aumento da cobertura florestal depois de um período de expansão agrícola. A primeira é baseada no desenvolvimento econômico, que leva a uma maior valorização de empregos desvinculados da produção agropecuária, que são mais bem remunerados. Com isso, ocorre uma redução na oferta de trabalhadores rurais e as empresas agrícolas tornam-se menos lucrativas. Ocorre o abandono das áreas menos produtivas e mais remotas, que ficam passíveis para o retorno da floresta. A segunda, por sua vez, é baseada em dinâmicas de compensação da escassez de floresta decorrentes da expansão agrícola. Em locais cuja capacidade de importação de produtos florestais é baixa, os declínios na cobertura florestal reduzem a oferta de produtos florestais, cujos preços aumentam muito. Com isso, os proprietários rurais abandonam suas produções agropecuárias e dedicam-se a recompor a cobertura florestal para suprir a demanda interna de produtos florestais.

Lambin e Meyfroidt (2010) revisaram e atualizaram as explicações, ampliando para cinco vias explicativas. Além das duas propostas previamente explicitadas, os autores incorporaram a via das políticas públicas florestais, a via da globalização e a via do pequeno proprietário. A primeira engloba questões relativas aos interesses geopolíticos da criação de áreas protegidas, ao uso das áreas conservadas para turismo e recreação e até mesmo *greenwashing*. Já a segunda, que

trata da globalização, parte da premissa de que o setor econômico de cada país tem menos autonomia em função da globalização, já que os países respondem aos interesses do mercado internacional. Por fim, a via do pequeno produtor segue uma lógica distinta: não está relacionada ao esvaziamento do campo/êxodo rural, mas por inovações no sistema de produção comumente adotados por pequenos produtores (ex.: sistemas agroflorestais).

Compreender os elementos biofísicos, socioeconômicos e históricos que compõem as interações homem-ambiente e como eles se comportam pode servir como uma importante base para o planejamento da conservação e restauração de paisagens tropicais florestais (Moran & Ostrom 2005). Cabe destacar a importância das florestas secundárias para a manutenção da biodiversidade e das contribuições da natureza para as pessoas. As florestas secundárias representam hoje mais da metade das florestas tropicais do mundo (Reid et al. 2019), sendo essencial o entendimento sobre os fatores que impulsionam a regeneração e aqueles que garantem a persistência dessas florestas (Lira et al. 2012; Rosa et al. 2021; Sloan 2022; Piffer et al. 2022). No caso da Mata Atlântica, os ciclos econômicos, o contexto político-econômico local e a legislação ambiental contribuem para o entendimento sobre variação na cobertura florestal (Farinaci 2012).

Contudo, ainda não está clara a influência relativa de aspectos fisiográficos e socioeconômicos nas alterações de uso do solo e da cobertura florestal nativa, sobretudo em relação ao ganho líquido de cobertura florestal. Aprofundar a compreensão dos aspectos que impulsionam a transição para o aumento de cobertura florestal, pode ser um bom caminho para a construção de políticas públicas territoriais, tanto no âmbito ambiental quanto na integração com o agrícola, que incentivem a transição e maximizem o aumento de cobertura florestal nativa. Destaca-se que a variabilidade espacial da relação entre o aumento de cobertura de Mata Atlântica e os seus preditores, que é resultado de características físicas e socioeconômicas de cada região. Assim, a influência de cada preditor do aumento de florestas nativas é contextualmente específica e ignorar essas diferenças pode acarretar a proposição de políticas públicas ineficazes a nível local e regional (Trigueiro et al. 2020). Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi explorar a associação entre ganho de cobertura florestal nativa de Mata Atlântica do estado de São Paulo entre os anos de 1987 e 2017 e aspectos fisiográficos e socioeconômicos municipais, considerando a variabilidade espacial dos preditores.

## Materiais e Métodos

### Área de estudo

O estado de São Paulo está localizado na região Sudeste do Brasil, se estende por uma área de 248,2 mil km<sup>2</sup> e abriga mais de 45 milhões de habitantes, cerca de 22% da população brasileira (IBGE, 2010). É uma potência agrícola, contribui em 20% no produto interno bruto (PIB) agrícola brasileiro e apresenta o maior PIB do país (IPEA, 2020). Hoje, é o maior produtor de cana-de-açúcar e outras *commodities* agrícolas (SEADE, 2022). O estado contempla dois importantes *hotspots* de biodiversidade, a Mata Atlântica e o Cerrado (Instituto Florestal de São Paulo 2010). A atividade agropecuária tem um protagonismo histórico e avançou sobre boa parte do território, sobretudo a região centro-oeste. Como consequência, o estado apresenta 22,9% de seu território coberto por vegetação nativa. Especificamente o domínio fitogeográfico da Mata Atlântica do estado ocupa uma área de 5.431.220 hectares (2/3 do território) em diferentes estágios de regeneração, restando cerca de 32% da área por ela originalmente coberta (Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020). Os polígonos de novas florestas presentes nos municípios do estado inseridos no domínio do Cerrado não foram considerados, já que os padrões de uso e ocupação da terra e as características biofísicas são distintas das encontradas na Mata Atlântica.

### Mudanças na cobertura florestal nativa

Os dados de cobertura florestal nativa do estado de São Paulo foram obtidos do Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso do Solo do Brasil – MapBiomias – para os anos de 1987 e 2017. A acurácia global dos mapas de uso e cobertura da terra para a Mata Atlântica é de 85,5% (Legenda nível 2) e a resolução espacial dos mapas é de 30 metros. Adotamos duas classes de uso do solo: ‘floresta’ e ‘não floresta’. Foram consideradas ‘floresta’ áreas em que se encontram remanescentes florestais antigos e áreas em regeneração, contemplados pela classe 3 do MapBiomias. A definição adotada foi abrangente e não houve diferenciação quanto ao estágio sucessional nem quanto a fitofisionomia das matas, em função de impedimentos metodológicos relacionados com a escala de trabalho. Monoculturas florestais não foram consideradas.

Para identificar o ganho da cobertura florestal no intervalo de 30 anos adotado foram somados os mapas de 1987 e 2017, com o último multiplicado por 10 (**Apêndice A**). As dezenas e unidades dessa sobreposição foram utilizadas para identificar as florestas novas (ausentes em 1987 e presentes em 2017), as florestas antigas (persistentes desde 1987 até 2017) e as florestas perdidas (presentes em 1987 e ausentes em 2017) do estado de São Paulo. Utilizamos a área

mínima de mapeamento de 1 hectare, ou seja, todos os polígonos de novas florestas com mais de 1 hectare foram incluídos na análise (Piffer et al. 2022). Neste trabalho a escala de análise adotada foi municipal, já que as variáveis socioeconômicas são disponibilizadas por município.

## **Modelagem**

Para investigar as associações entre aspectos fisiográficos e socioeconômicos e a variação espacial destes sobre o aumento da cobertura florestal nativa, considerando as peculiaridades municipais, utilizamos duas abordagens estatísticas: OLS (LM) e GWR. A variável resposta adotada foi a soma das áreas dos polígonos de novas florestas dos municípios do estado de São Paulo contemplados na análise. As variáveis fisiográficas foram declividade, CTC, teor de argila e matéria orgânica do solo. Para a obtenção dos valores fisiográficos na escala municipal, realizou-se o cálculo da média dos valores fisiográficos obtidos nos polígonos de novas florestas inseridos dentro dos limites municipais. Desse modo, foi possível obter um valor médio para cada variável fisiográfica por município.

Para a caracterização socioeconômica dos municípios, foram utilizados dados municipais das décadas de 1980 a 2010, quando disponíveis. As variáveis selecionadas se relacionam com as bases conceituais da Teoria da Transição Florestal, e visaram descrever desenvolvimento econômico associado à industrialização, à urbanização e à intensificação do uso da terra. Assim, a escolha dos parâmetros visou identificar o perfil socioeconômico municipal, a produtividade de terras agrícolas e o abandono de terras menos produtivas. Os municípios do estado aumentaram seus IDH municipais e esse padrão era esperado, já que o país como um todo se desenvolveu, se integrou no processo de globalização e se consolidou no regime democrático no final da década de 1980. Em função disso, esses dados não serão discutidos no trabalho. Visto que durante o período analisado houve diversas trocas de moedas no Brasil, optamos por analisar os dados de variação do PIB a partir do ano de 2000. Na Tabela 1 estão descritas as variáveis utilizadas nos modelos OLS (LM) e GWR adotados, assim como as unidades de medida e a fonte dos dados.

Foram realizadas análises exploratórias para avaliar a potencial correlação entre as variáveis preditoras selecionadas. Para isso, foi utilizada a correlação de Pearson através do pacote `corplot`, função `cor.mtest()`. Após o processamento das análises exploratórias, foi feita a abordagem de seleção de modelos com o objetivo de construir um modelo cheio aninhado para a obtenção de um modelo mínimo adequado de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC) e princípio da parcimônia, através do pacote MASS função `stepAIC()`. A multicolinearidade das variáveis preditoras foi avaliada usando o fator de inflação de variância

(VIF) através do pacote *car*, função `vif()`. Foram então selecionadas as variáveis que não apresentavam multicolinearidade ( $VIF < 4$ ) (Fox & Weisberg 2018) como *input* dos modelos OLS e GWR para mudança na cobertura florestal dos municípios do estado de São Paulo. Os modelos OLS e GWR foram processados em *software* R (R Core Team 2016). O modelo OLS foi realizado a partir da função `lm()` e o modelo GWR foi elaborado utilizando as funções `gw.dist()`, `bw.ggwr()` e `ggwr.basic()`, pacote *gwmodel*. Após o processamento dos modelos, foi calculado o Índice de Moran I para avaliar a autocorrelação espacial dos resíduos dos modelos OLS e GWR no R através do pacote *moranfast*, função `moranfast()`.

**Tabela 1:** Variáveis fisiográficas e socioeconômicas adotadas nos modelos OLS e GWR de ganho de cobertura florestal nativa dos municípios do estado de São Paulo entre os anos de 1987 e 2017.

Variável (unidade)	Descrição	Fonte
<b>Resposta</b>		
Área de novas florestas (hectare)	Soma da área dos polígonos de novas florestas normalizada pela área do município	MapBiomias
<b>Preditoras</b>		
<b>Fisiográficas</b>		
CTC (mmol(c)/kg)	Média dos valores nos polígonos de novas florestas do município	SoilGrids
Teor de argila (g/kg)	Média dos valores nos polígonos de novas florestas do município	SoilGrids
Matéria orgânica (dg/kg)	Média dos valores nos polígonos de novas florestas do município	SoilGrids
Declividade (graus)	Média dos valores nos polígonos de novas florestas do município	IDEA-SP
<b>Socioeconômicas</b>		
População rural (n° de habitantes)	Número de pessoas residentes em área rural normalizada pela população total do município	IBGE/SEADE
População urbana (n° de habitantes)	Número de pessoas residentes em área urbana normalizada pela população total do município	IBGE/SEADE
Grau de urbanização (%)	Porcentagem da população do município que habita áreas urbanas	IBGE/SEADE
PIB municipal (R\$ a preços de 2010)	Soma do PIB agrícola, PIB industrial e PIB serviços do município	IBGE/IPEA
Desemprego (%)	Porcentagem da população desempregada do município normalizada pela população economicamente ativa do município	IBGE/IPEA
Pessoal ocupado em atividades agropecuárias (n° de habitantes)	Número de pessoas ocupadas em atividade agropecuárias normalizado pela população economicamente ativa do município	IBGE/IPEA
Área colhida de culturas permanentes (hectare)	Área colhida de culturas permanentes em hectare normalizada pela área do município	IBGE/IPEA
ICMS Ecológico (R\$ a preço de 2018)	Valor do repasse estadual para o município	DATAGEO

## Resultados

Entre os 377 municípios cujos territórios estão totalmente inseridos no domínio da Mata Atlântica do estado de São Paulo, 270 municípios apresentaram aumento da cobertura florestal nativa. Os municípios com maiores áreas de novas florestas entre os anos de 1987 e 2017 foram: Sete Barras, Juquiá e Registro (mesorregião do Litoral Sul paulista), Ribeira (mesorregião de Itapetininga), São José do Barreiro (mesorregião do Vale do Paraíba paulista),



Cafelândia e Guarantã (mesorregião de Bauru) e Castilho, Sud Menucci e Valparaíso (mesorregião de Araçatuba).

*Modelos de ganho de cobertura florestal nativa*

Foi verificado a partir das análises exploratórias correlação entre as diferentes profundidades das variáveis fisiográficas, assim como entre CTC, teor de argila e de matéria orgânica do solo. Também foi evidenciada correlação entre o PIB agrícola e a população ocupada em atividades agropecuárias e entre ICMS ecológico e CTC e matéria orgânica do solo (**Apêndice D**). As variáveis selecionadas para gerar o melhor modelo foram: média do teor de argila do solo (0-5 cm), declividade média, grau de urbanização, desemprego, população ocupada em atividades agropecuárias, área de colheita e ICMS ecológico (Tabela 2).

**Tabela 2:** variáveis de *input* dos modelos OLS e GWR e valores de VIF das variáveis preditoras dos modelos de ganho de cobertura florestal nativa dos municípios da Mata Atlântica estado de São Paulo entre os anos de 1987 e 2017.

Variável resposta (ganho de cobertura florestal)	Variáveis preditoras	VIF
Soma das áreas dos polígonos de novas florestas dos municípios (hectare)	Média do teor de argila (g/kg) (0-5 cm)	2,0717
	Declividade média (graus)	1,9577
	Grau de urbanização (%)	1,1054
	Desemprego (%)	1,0913
	População ocupada em atividades agropecuárias (nº de habitantes)	1,0767
	Área colhida de culturas permanentes (hectare)	1,0708
	ICMS Ecológico	1,1830

Na Tabela 3 estão explicitados os valores de AICc e R<sup>2</sup>, utilizados para inferir o poder explicativo dos modelos. O modelo GWR apresentou uma melhora significativa no poder explicativo do modelo, quando comparado ao OLS, verificado por um menor valor de AICc e maior valor de R<sup>2</sup>.

**Tabela 3:** valores de AICc e R<sup>2</sup> e número parâmetros dos modelos OLS e GWR

	OLS	GWR
AICc	4121,764	4081,657
R <sup>2</sup>	0,3258	0,5298
Número de parâmetros	8	8

O modelo OLS demonstrou significância estatística para as variáveis preditoras média do teor de argila do solo, declividade média, população ocupada em atividades agropecuárias e

área de colheita. Contudo, as variáveis grau de urbanização, desemprego e ICMS ecológico apresentaram valores de  $p$  próximos a 0,05, por isso optamos por mantê-las na análise, já que o critério estabelecido é arbitrário. As variáveis significativas foram declividade média e área de colheita. Destaca-se a variação encontrada nas estimativas dos parâmetros (Tabela 4) de cada uma das variáveis preditoras do modelo GWR, fato que reforça a importância de incorporar análises espaciais para inferir sobre a associação entre variáveis preditoras e ganho de cobertura florestal nativa a nível municipal.

**Tabela 4:** estimativa dos parâmetros, erro padrão e valor de  $p$  dos modelos OLS e GWR para ganho de cobertura florestal nativa nos municípios estudados.

Variável	Estimativa dos parâmetros		Erro padrão		Valor de $p$
	OLS	GWR	OLS	GWR	OLS
Média do teor de argila	-474,5	-4395,46 ~ 944,61	195,4	309,71 ~ 1411,33	0,01585
Declividade média	753,6	-997,11 ~ 2031,74	182,8	230,77 ~ 1565,91	5,01e-05
Grau de urbanização	-317,4	-954,65 ~ 184,77	161,8	228,45 ~ 540,03	0,05086
Desemprego	308,6	-2012,37 ~ 660,61	161,6	209,86 ~ 570,16	0,05716
Pessoal ocupado em atividades agropecuárias	766,1	-1564,25 ~ 2313,20	239,9	303,99 ~ 1310,39	0,00158
Área colhida de culturas permanentes	1965,8	-4103,55 ~ 4157,78	235,7	287,94 ~ 1722,51	4,22e-15
ICMS Ecológico	441,2	-5857,22 ~ 4592,66	225,3	262,89 ~ 5121,97	0,05122

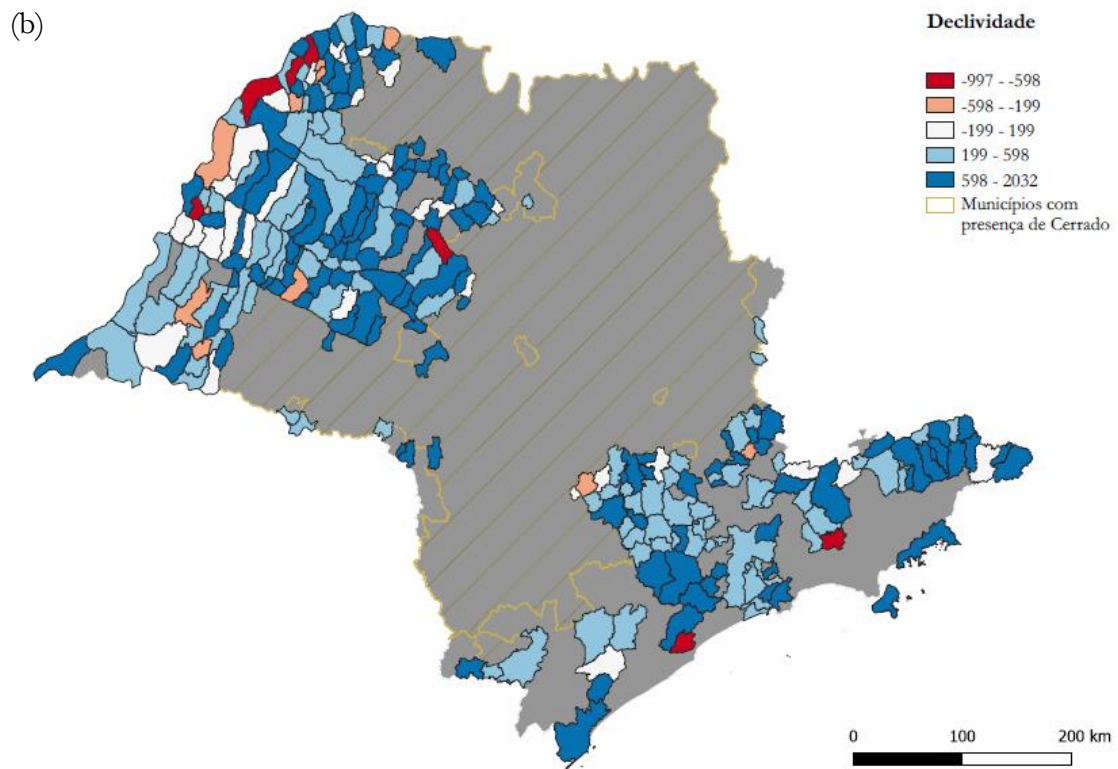
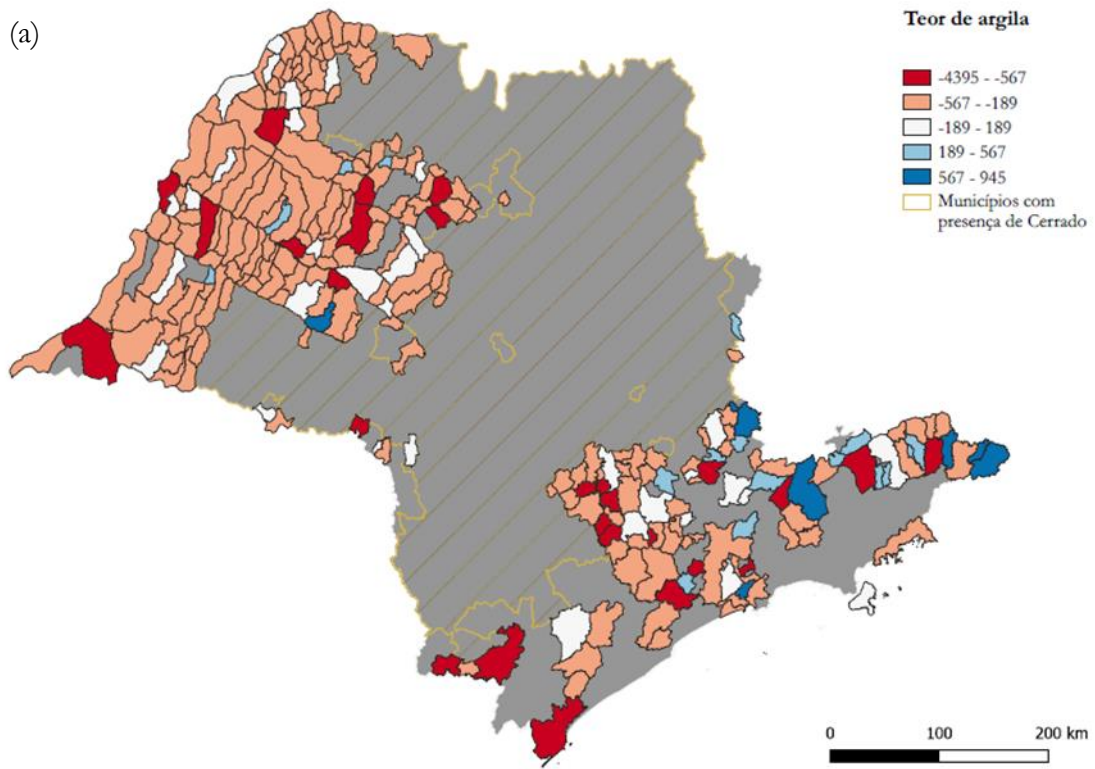
Os resultados do modelo OLS indicam associação negativa entre média do teor de argila do solo e grau de urbanização com o aumento de cobertura florestal nativa. Em contrapartida, a declividade média das novas florestas dos municípios, desemprego, pessoal ocupado em atividades agropecuárias, área de colheita e ICMS Ecológico apresentaram associação positiva com o ganho de áreas florestadas. De modo geral, pode-se verificar que o aumento de cobertura florestal nativa tende a ocorrer em regiões menos urbanizadas e com maiores taxas de desemprego. Quanto ao pessoal ocupado em atividades agropecuárias e à área de colheita, os resultados indicam uma associação positiva com o aumento de cobertura florestal. Por fim, destaca-se a contribuição de políticas ambientais, como o ICMS Ecológico para o aumento de cobertura florestal.

Através do Índice de Moran I, foi verificada dependência espacial dos resíduos do modelo OLS, conforme descrito na Tabela 5.

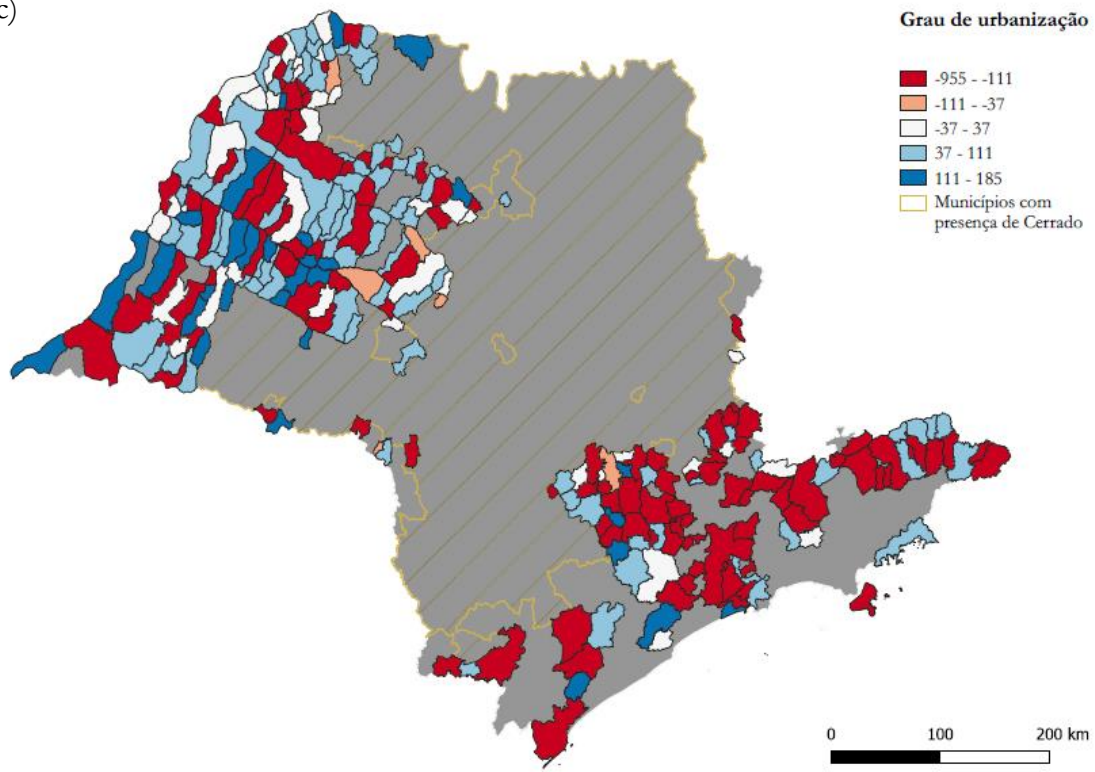
**Tabela 5:** valores do teste de Moran I para os resíduos dos modelos de ganho de cobertura florestal OLS.

<b>Teste de Moran I</b>	
	<b>OLS</b>
Observado	0,01069629
Esperado	-0,00371747
Desvio padrão	0,007071
Valor de $p$	0,04150652

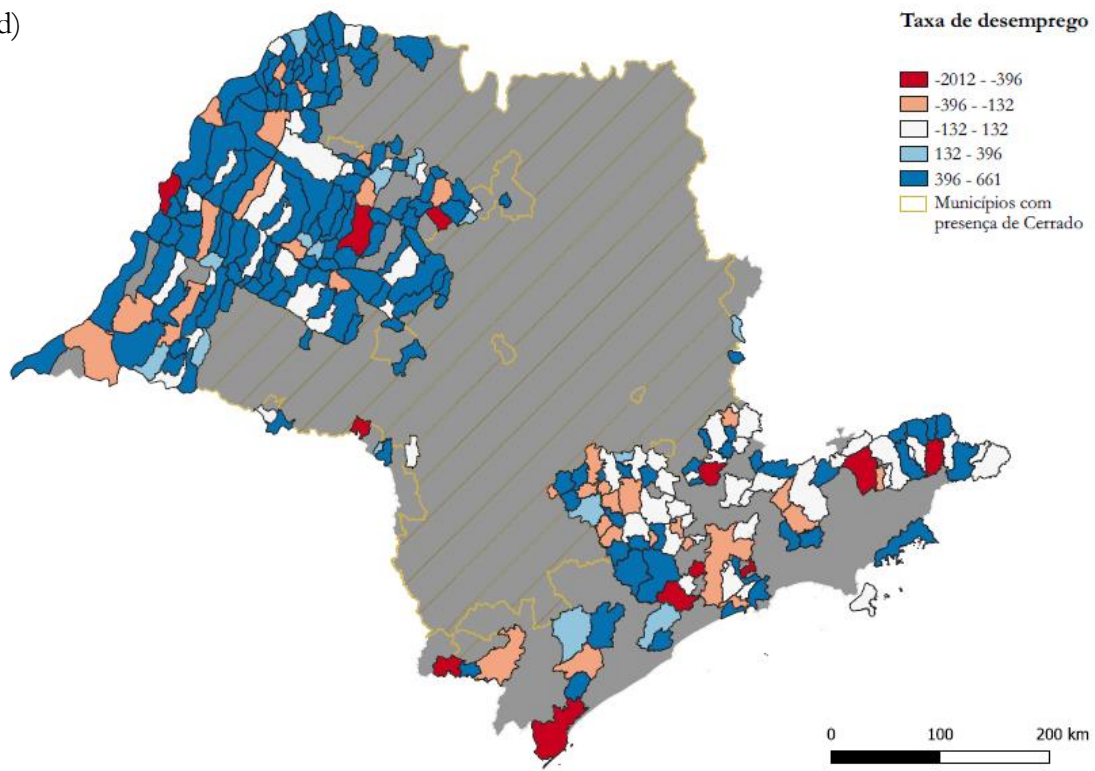
A Figura 1 mostra mapas da estimativa dos parâmetros locais obtidos a partir do modelo GWR para teor de argila do solo (1a) declividade (1b), grau de urbanização (1c), taxa de desemprego (1d), pessoal ocupado em atividades agropecuárias (1e), área de colheita (1f) e ICMS Ecológico (1g). O teor de argila do solo apresentou associação negativa com o aumento de cobertura florestal nativa na maioria dos municípios paulistas, exceto em alguns municípios da mesorregião do Vale do Paraíba paulista. A declividade apresentou associação positiva em praticamente todos os municípios do estado, com poucas exceções. O grau de urbanização apresentou, de modo geral, associação negativa nos municípios localizados no Planalto Atlântico e na Planície Costeira, enquanto no Planalto Ocidental a associação foi mais variada. O desemprego, por sua vez, apresentou associação positiva no oeste do estado e diversificada no resto do estado. Já a população ocupada em atividades agropecuárias não mostrou associação com o aumento em alguns municípios, mas apresentou associação positiva na maioria dos municípios do oeste do estado. Por fim, o ICMS Ecológico não apresentou associação com o aumento em vários municípios, mas foi relevante a associação positiva nos municípios de Rosana e Mirandópolis.



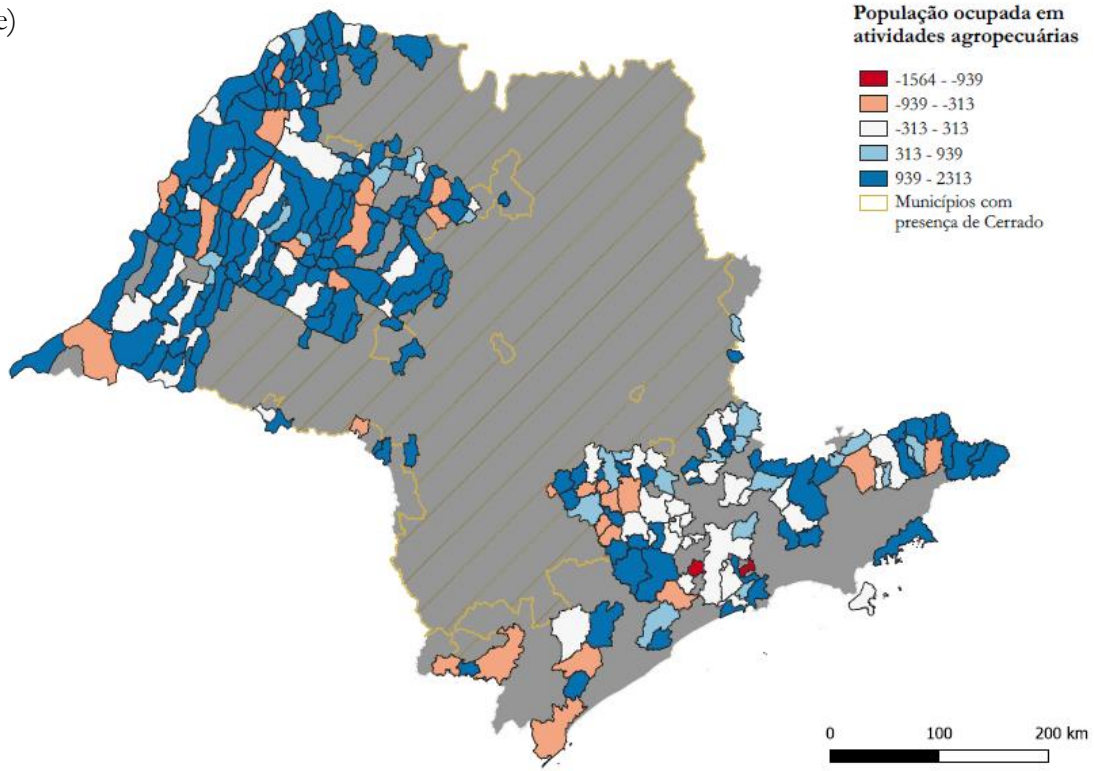
(c)



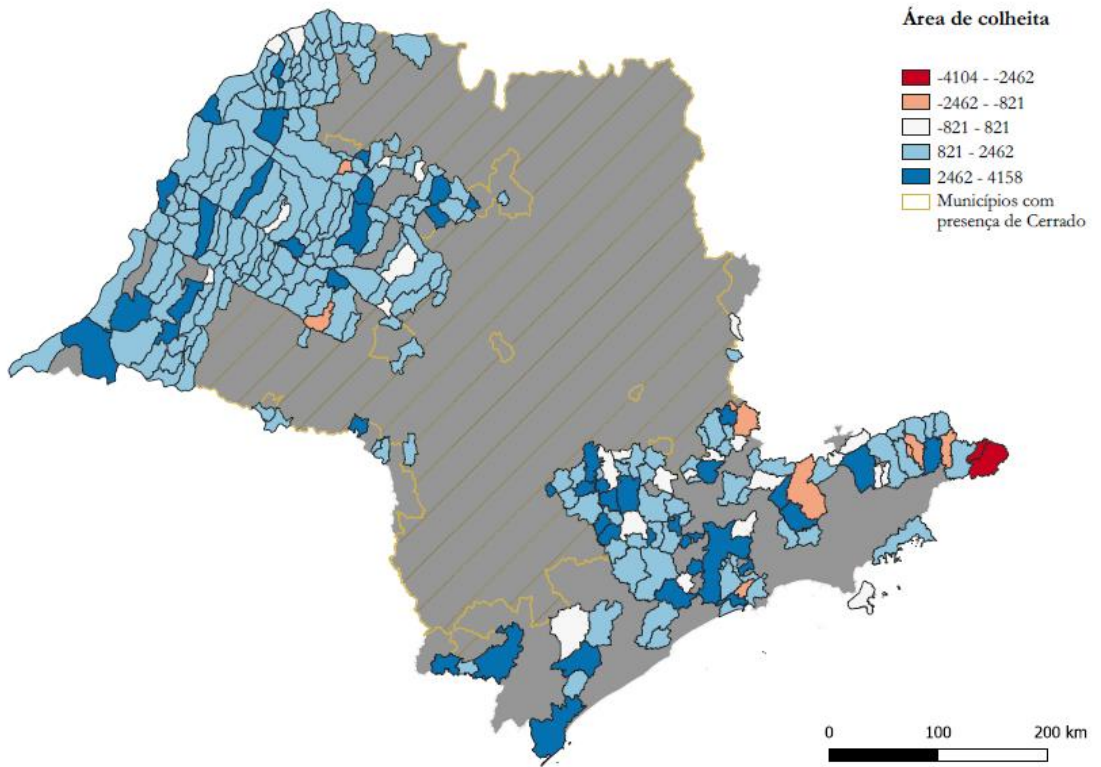
(d)



(e)



(f)



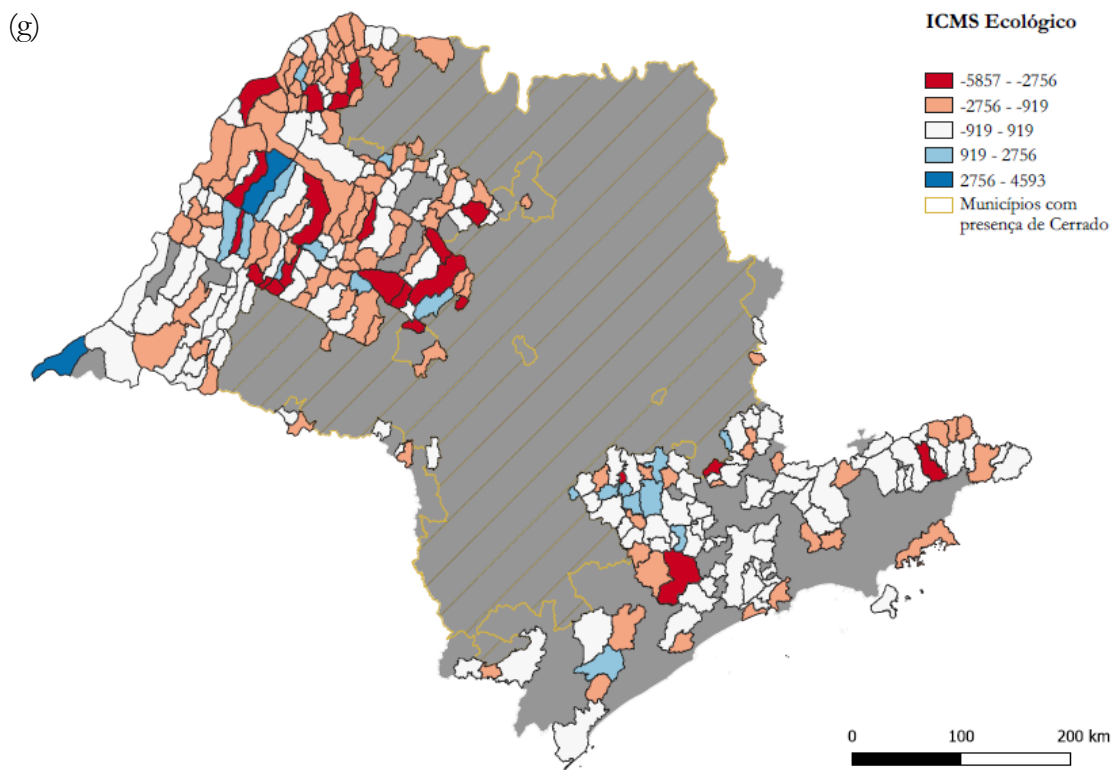


Figura 1: Parâmetros locais por município estimados através do GWR para cada variável preditora selecionada para explicar ganho de cobertura florestal nativa: (a) teor de argila do solo, (b) declividade, (c) grau de urbanização, (d) taxa de desemprego, (e) pessoal ocupado em atividades agropecuárias, (f) área colhida de culturas permanentes e (g) ICMS Ecológico.

## Discussão

Os resultados corroboram com aqueles encontrados em outros trabalhos (Waga et al. 2023, em preparo) quanto ao teor de argila e à declividade média, o que pode indicar que tais variáveis sejam importantes para a compreensão do processo de aumento da cobertura florestal nativa da Mata Atlântica no estado. Ainda que de maneira simplificada, esses resultados reforçam que o processo estudado tende a ocorrer em municípios de menor aptidão para as atividades agropecuárias. Ou seja, o aumento de cobertura florestal se concentra naqueles municípios em que os solos são menos argilosos e, portanto, apresentam menor capacidade de retenção de água e nutrientes (Santos et al. 2018). O aumento está associado, ainda, àqueles municípios que apresentam áreas mais declivosas, inadequadas à mecanização (Höfig & Araujo-Junior 2015). Áreas com essas características de relevo e solo são pouco produtivas e pouco atraentes para a agricultura mecanizada, sendo consideradas marginais para agricultura moderna, sofrendo menos pressão por desmatamento (Sloan et al. 2016). Hoje, áreas montanhosas têm concentrado o aumento de cobertura florestal em escala global (Song et al. 2018).

Quanto aos dados socioeconômicos incorporados na análise, pode-se verificar que o aumento de cobertura florestal nativa tende a ocorrer em municípios menos urbanizados. Borda-Niño (2019) e de Rezende et al. (2015) verificaram efeito negativo da proximidade de centros urbanos na regeneração florestal, mas Silva et al. (2007) não verificou efeito da proximidade de centros urbanos. Destaca-se a infraestrutura urbana como um importante fator associado ao desmatamento (Ribeiro et al. 2009; Rudel 2015). DeFries e colaboradores (2010) propõem que o aumento da população rural não está associado à perda de floresta, e sim à demanda das populações de áreas urbanas e do mercado internacional por produtos agrícolas. Além disso, colocam que a o êxodo rural em países tropicais está provavelmente associado ao aumento das pressões que levam ao desmatamento das florestas tropicais. Por isso, os autores insistem na ineficácia de políticas públicas que reduzam o desmatamento em escala local em ambientes rurais; assim, os esforços para frear o desmatamento devem se concentrar em regulamentar a agricultura comercial de larga escala voltada para exportação, assim como sua expansão.

Nesse contexto, destacamos que, nos municípios contemplados pela mesorregião do Litoral Sul paulista, região pouco urbanizada, próximos ao Vale do Ribeira, é possível que a transição se relacione com a quinta via explicativa proposta por Lambin e Meyfroidt (2010), a via do pequeno produtor. A produção agrícola da região ocorre majoritariamente em pequenas propriedades e muitos dos produtores são adeptos a um modelo de produção não convencional, como os sistemas agroflorestais. Há, na região, uma forte cooperativa de produtos agroecológicos (Cooperafloresta), que viabiliza a produção não convencional por parte dos produtores, garantindo assistência técnica e escoamento de suas produções.

Em relação ao desemprego, há uma tendência de ganho de floresta em municípios com maiores taxas de desemprego, já que, com o desenvolvimento industrial do país, a maior oferta de empregos se encontra em áreas mais urbanizadas e aquecidas pelo setor industrial e de serviços. Assim, possivelmente os municípios mais urbanizados, que oferecem mais oportunidades de emprego, apresentam maior competição pelo uso da terra, que leva à conversão de florestas nativas para habitação e infraestrutura urbana (Rudel 2015). Na década de 1980, o processo de industrialização ganhava força no país e trouxe consigo intensificação no grau de urbanização, sobretudo da região sudeste, já que o meio urbano oferecia remuneração maior que o meio rural (Alves et al. 2008). Os resultados corroboram com a via do desenvolvimento econômico proposta por Rudel e colaboradores (2005), que leva a uma maior valorização de empregos desvinculados das atividades agropecuárias. Essa associação é contrastante com o encontrado em outros trabalhos desenvolvidos no estado de São Paulo, que constataram que o ganho de



floresta foi associado a áreas que empregam maior número de trabalhadores (Farinaci 2012; Calaboni et al. 2018; Borda-Niño 2019).

A área colhida de culturas permanentes apresentou associação positiva com o aumento de cobertura florestal nativa nos municípios. Esse resultado corrobora com os autores que propuseram a Teoria da Transição Florestal que dialoga sobre intensificação agrícola (Mather & Needle 1998; Rudel et al. 2005), já que a mecanização da agricultura contribui com o aumento da extensão de área produzida (Buainain et al. 2014). A industrialização e modernização da agricultura nacionais impulsionaram a intensificação da produção agrícola, com a incorporação do conhecimento técnico-científico no processo produtivo (Santos 1997a), o que Milton Santos definiu como ‘meio técnico-científico-informacional’. A intensificação da agricultura trouxe consigo mudanças estruturais na esfera ambiental, já que a mecanização do campo viabilizou a introdução de *commodities* agrícolas brasileiros no mercado internacional e a marginalização de áreas agrícolas inadequadas (Chabaribery 1999; Alves et al. 2008; Buainain et al. 2014; Sparovek et al. 2019). Com o massivo êxodo rural e crescimento populacional, além de demandas no mercado internacional, os produtores intensificaram suas produções e mecanizaram a exploração, tendo como base principal para transformação da agricultura a ciência e tecnologia (Alves et al. 2008).

Destacam-se três políticas fundamentais para a modernização agrícola: crédito subsidiado – incentivado pelo Sistema de Crédito Rural Subsidiado criado em 1965, extensão rural e a pesquisa agropecuária liderada pela EMBRAPA – criada em 1973 (Alves et al. 2008). A expansão do uso de máquinas agrícolas também contribuiu para a intensificação da agricultura no país, motivada pela demanda de *commodities* agrícolas no mercado internacional, pela intensa migração para as cidades e pela criação do Programa de Modernização da Frota de Tratores Agrícolas e Implementos Associados Colheitadeiras (Moderfrota) em 2000 (Alves et al. 2008). Segundo a ABIMAQ (2008), nos anos 2000 registrou-se a ampliação da indústria brasileira de capital mecânico, que contribuiu para o aumento da produção no campo e na área total plantada do país. Destaca-se, ainda, a demanda do mercado internacional por produtos com certificação, o que tem contribuído com a regularização ambiental das propriedades (Farinaci 2012; Bicudo da Silva et al. 2017).

Ainda que a mecanização do campo tenha colocado o Brasil como protagonista nos mercados internacionais de *commodities* agrícolas, e possivelmente tenha contribuído positivamente com a restauração dos ecossistemas florestais, cabe destacar que a importância agrícola do país vem acompanhada de problemas sistêmicos (Sparovek et al. 2019). Dentre eles, destaca-se a fraqueza do sistema de posse de terras, que acarreta uma série de conflitos por terra, fraca governança e padrões altamente desiguais de propriedade de terras (Reydon et al. 2015; Lapola et

al. 2014; Sparovek et al. 2019). Quanto à população ocupada em atividades agropecuárias, os resultados indicam uma associação positiva com o aumento de cobertura florestal. Com a população do meio rural empregada no setor, possivelmente é reduzida a pressão sobre áreas de baixa aptidão agrícola que seriam utilizadas para geração de renda por pouco tempo. Destaca-se que as áreas de baixa aptidão, sobretudo aquelas localizadas em encostas íngremes, são mais suscetíveis à erosão, apresentam solos rasos, mais pobres e pedregosos (Pereira & Lombardi Neto 2004).

Ressalta-se a contribuição de políticas ambientais, como o ICMS Ecológico, para o aumento de cobertura florestal, conforme proposto Bicudo da Silva et al. (2017), Calaboni et al. (2018) e Farinaci (2012). O Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) Ecológico se apresenta como um dispositivo do poder público estadual brasileiro que visa incentivar boas práticas ambientais pelos municípios (Brito & Marques 2017). No estado de São Paulo, 1% do ICMS é distribuído entre os municípios, de acordo com as áreas destinadas com reservatórios para abastecimento de água e unidades de conservação, critérios estabelecidos na Lei Estadual nº 8.510, de 29 de dezembro de 1993. Além deste instrumento, cabe destacar uma série de avanços nas políticas ambientais desde o início da década de 1980, como a criação e regulamentação do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA).

Ainda, foi revalidado o Código Florestal, que estabeleceu medida para a proteção das florestas existentes nas nascentes dos rios e publicada a Lei de Crimes Ambientais que reforçou a restauração via compensação por crimes ambientais. Em 2000, foi publicada a versão definitiva do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que estabeleceu critérios e normas para a criação, implantação e gestão das áreas protegidas do país. Estes órgãos desenvolveram instrumentos e critérios legais que viabilizaram, junto ao Código Florestal Brasileiro, reformulado em 2012, a conservação e a restauração da vegetação nativa, fomentando o aumento de cobertura florestal nativa nessas áreas e dificultando novos desmatamentos.

Contudo, cabe destacar que a Teoria da Transição Florestal, desenvolvida a partir de padrões observados na Europa e América do Norte, pode trazer noções falhas sobre a relação entre o desenvolvimento econômico e mudanças positivas na esfera ambiental em países do sul (Perz 2007). O processo de desenvolvimento não é universal, como preconiza a Teoria, mas reflexo das relações historicamente construídas e reproduzidas em cada local (Mansfield et al. 2010). Esses autores enfatizam que os padrões de consumo dos países do norte global são sustentados por suas capacidades em importar recursos de outros países, sendo distinta a dinâmica de liberação de áreas para a regeneração de florestas nativas. Em função dessa

capacidade, a produção é deslocada para os países do sul, relação que expressa o privilégio daqueles historicamente dominantes, não um resultado do desenvolvimento econômico. Assim, não incentivamos a construção da esperança que a Teoria da Transição Florestal oferece de que, com o tempo e o desenvolvimento econômico, os países do sul experimentarão a regeneração de suas florestas. Essa solução só funciona se os países adquirissem autonomia e condição de importar seus produtos, o que pressupõe que sempre haverá outros, menos desenvolvidos, para exportar produtos e degradar seus ecossistemas, também em nome da esperança do desenvolvimento econômico.

Por fim, salientamos a essencialidade da conservação das florestas existentes e das áreas protegidas, que se apresentam importantes para a conservação dos ecossistemas nativos e para a restauração deles (Borda Niño 2019). Aliada à conservação, enfatizamos a necessidade da restauração ativa em grandes propriedades rurais para suprir o passivo ambiental da Mata Atlântica do estado de forma justa. Como verificado por Gastauer et al. (2021), as Áreas de Preservação Permanente e as Reservas Legais das propriedades localizadas em paisagens mais produtivas, visadas pelo lobby do agronegócio, apresentam potencial de regeneração natural baixo. O passivo ambiental se acumula em áreas menos montanhosas e mais produtivas do Brasil, enquanto o potencial de regeneração natural está concentrado áreas marginais para a agricultura moderna, geralmente ocupados por pequenas propriedades rurais. Com a adoção da regeneração natural assistida para solucionar o passivo ambiental do país, cerca de 65% do passivo não seria solucionado. Ainda, os ônus associados à restauração florestal em larga escala, discutidos por Adams et al. (2016) seriam desproporcionalmente transferidos para pequenos e médios produtores, que menos contribuem para o passivo ambiental do país (Gastauer et al. 2021).

## **Conclusão**

As análises permitiam avaliar a importância dos preditores fisiográficos e socioeconômicos aqui utilizados para o aumento de cobertura florestal em cada município do bioma Mata Atlântica do estado de São Paulo. Os resultados explicitaram a associação entre o processo de industrialização, urbanização e modernização da agricultura com o aumento de cobertura florestal nativa na Mata Atlântica do estado, que parece estar passando pela transição florestal (Bicudo da Silva et al. 2016; Molin et al. 2017; Calaboni et al. 2018). De modo geral, verificou-se que o aumento de cobertura florestal nativa se deu em municípios com menor aptidão agrícola. Parece haver uma relação entre a modernização agrícola e os avanços nas políticas ambientais com o processo de transição florestal. Destacamos a utilidade das análises aqui adotadas, que incorporam a correlação espacial entre as variáveis, para uma avaliação mais

acurada sobre o aumento de cobertura florestal nativa, além de sua relevância para o desenvolvimento de modelos preditivos que auxiliem a tomada de decisão (Lambin et al. 2000). O presente estudo amplia a compreensão sobre esse processo e pode contribuir no direcionamento de políticas públicas estaduais, tanto ambientais como agrícolas, que incentivem a transição florestal no estado e maximizem o aumento de cobertura florestal nativa. Ressaltamos, ainda, a importância de estudos que considerem a avaliação da persistência de florestas secundárias, já que muitas destas, nos trópicos, apresentam existência efêmera, e são reconvertidas para outros usos do solo (Reid et al. 2018; Pfiffer et al. 2022; Rosa et al. 2021).

## Referências

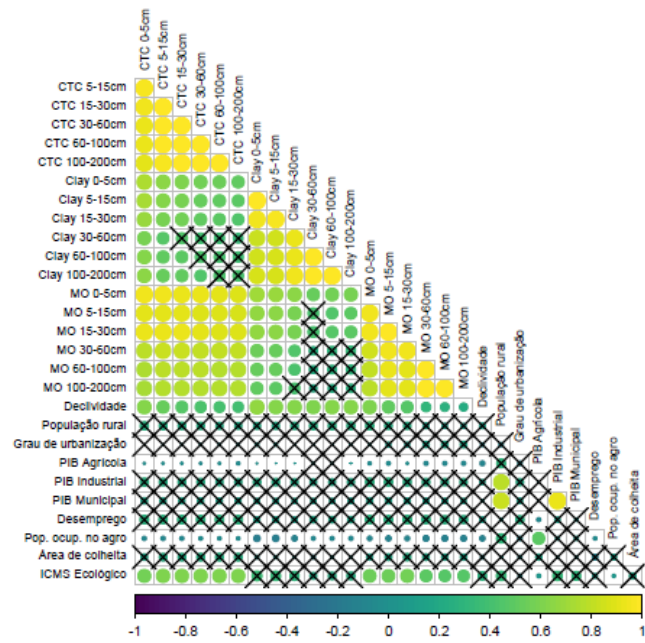
- Adams C et al. (2016) Impacts of large-scale forest restoration on socioeconomic status and local livelihoods: what we know and do not know. *Biotropica* 48:731–744
- Alroy J (2017) Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114:6056–6061
- Alves ER de A, Contini E, Gasques JG (2008) Evolução da produção e produtividade da agricultura brasileira. In: *Agricultura tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília pp. 67–98.
- Baptista SR (2008) Metropolization and forest recovery in southern Brazil: a multiscale analysis of the Florianópolis City-Region, Santa Catarina State, 1970 to 2005. *Ecology and Society* 13
- Bicudo da Silva RF, Batistella M, Federico E (2017) Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Science and Policy* 74:14–22
- Bicudo da Silva RF et al. (2016) Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer* 0:1–14
- Borda-Niño ML (2019) Contribuição de fatores biofísicos e socioeconômicos para a regeneração de florestas tropicais: implicações para a definição de áreas prioritárias para restauração.
- Brito RO, Marques CF (2017) Pagamento por serviços ambientais: uma análise do ICMS Ecológico nos estados brasileiros. *Planejamento e políticas públicas* 49:357–383
- Calaboni A et al. (2018) The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society* 23
- Defries RS et al. (2010) Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* 3:178–181
- FAO (2014) Socio-Economic Context And Role Of Agriculture. *Country Fact Sheet On Food And Agriculture Policy Trends* 717:1–6
- Farinaci JS (2012) As novas matas do estado de São Paulo: um estudo multiescalar sob a perspectiva da Teoria da Transição Florestal.
- Farinaci JS, Batistella M (2012) Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. *Revista Arvore* 36:695–705
- Fonseca GAB (1985) The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 34:17–34

- Fox J, Weisberg S (2018) Visualizing fit and lack of fit in complex regression models with predictor effect plots and partial residuals. *Journal of Statistical Software* 87
- Gastauer M et al. (2021) Balancing natural forest regrowth and tree planting to ensure social fairness and compliance with environmental policies. *Journal of Applied Ecology* 58:2371–2383
- Höfig P, Araujo-Junior CF (2015) Classes de declividade do terreno e potencial para mecanização no estado do Paraná. *Coffee Science* 10:195–203
- Lambin EF, Meyfroidt P (2010) Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy* 27:108–118
- Lambin EF, Rounsevell MDA, Geist HJ (2000) Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82:321–331
- Lapola DM et al. (2014) Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change* 4:27–35
- Lira PK et al. (2012) Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 278:80–89
- Mansfield B, Munroe DK, McSweeney K (2010) Does economic growth cause environmental recovery? Geographical explanations of forest regrowth. *Geography Compass* 4:416–427
- Mather AS (1992) The forest transition. *Area* 24:367–379
- Mather AS, Needle CL (1998) The forest transition: a theoretical basis. *Area* 30:117–124
- Molin PG et al. (2017) Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landscape Ecology* 32:857–870
- Moran EF, Ostrom E (2005) *Seeing the Forest and the Trees: Human-Environment Interactions in Forest Ecosystems*.
- Pereira LC, Lombardi Neto F (2004) Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras: proposta metodológica. *Jaguariúna*
- Perz SG (2007) Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics: Forest transition theory and other directions. *Professional Geographer* 59:105–114
- Piffer PR et al. (2022) Turnover rates of regenerated forests challenge restoration efforts in the Brazilian Atlantic forest. *Environmental Research Letters* 17:1–11
- Reid JL et al. (2019) The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica. *Conservation Letters* 12:1–7
- Reydon BP, Fernandes VB, Telles TS (2015) Land Use Policy Land tenure in Brazil : The question of regulation and governance. *Land Use Policy* 42:509–516
- de Rezende CL et al. (2015) Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodiversity and Conservation* 24:2255–2272
- Ribeiro MC et al. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153
- Rosa MR et al. (2021) Hidden destruction of older forests threatens Brazil' s Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances* 7:1–8
- Rudel TK et al. (2005) Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15:23–31
- Rudel TK (2015) Have tropical deforestation's changing dynamics created conservation opportunities? A historical analysis. *Environmental Conservation* 42:1–11
- Rudel TK (1998) Is There a Forest Transition? Deforestation, Reforestation, and Development. *Rural Sociology* 63:533–552

- Santos HG dos et al. (2018) Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5th ed. Embrapa, Brasília
- SÃO PAULO. Lei Estadual nº 8.510, de 29 de dezembro de 1993. Altera a Lei n.º 3.201, de 23 de dezembro de 1981, que dispõe sobre a parcela, pertencente aos municípios, do produto da arrecadação do Imposto sobre Operações Relativas à Circulação de Mercadorias e sobre Prestações de Serviços de Transporte Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação – ICMS. Disponível em <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1993/lei-8510-29.12.1993.html>
- Sloan S (2022) Land Use Policy Reforestation reversals and forest transitions. *Land Use Policy* 112:105800
- Sloan S, Goosem M, Laurance SG (2016) Tropical forest regeneration following land abandonment is driven by primary rainforest distribution in an old pastoral region. *Landscape Ecology* 31:601–618
- Song X et al. (2018) Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560:639–643
- Sparovek G et al. (2019) Land Use Policy Who owns Brazilian lands ? *Land Use Policy* 87:104062
- Trigueiro WR, Rodrigues W, Tassarolo G (2020) Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. *Environmental Science and Policy* 275:1–10
- Zwiener VP et al. (2017) Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions* 23:955–966

## APÊNDICES

**APÊNDICE D.** Correlograma obtido a partir da correlação de Pearson entre as variáveis predictoras para ganho de cobertura florestal nativa a nível de confiança de 95%.



#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A modelagem por GWR processada viabilizou a produção de modelos locais da influência de aspectos fisiográficos e socioeconômicos sobre o ganho de cobertura florestal nativa do estado de São Paulo nos últimos 30 anos. Através dela, foi possível verificar a variabilidade espacial das variáveis preditoras do ganho de cobertura florestal nativa da Mata Atlântica do estado de São Paulo, não sendo possível generalizar as relações aqui encontradas. Os resultados dos modelos GWR explicitam a heterogeneidade do comportamento das variáveis preditoras do ganho de cobertura florestal nativa da Mata Atlântica do estado, o que fortalece a noção de que os processos de alteração da cobertura florestal nativa são regionalizados. Destaca-se ainda que a interpretação dos modelos GWR é descritiva, não sendo objetivo do presente trabalho descrever conclusões definitivas sobre as causas desse processo, mas identificar a influência das variáveis adotadas e como elas se espacializam no território.

Cabe destacar a importância das análises aqui utilizadas, que incorporam a correlação espacial entre as variáveis preditoras, para o desenvolvimento de modelos preditivos que auxiliem a tomada de decisão e para a proposição de políticas públicas adequadas. O trabalho explicitou que cada variável preditora adotada tem uma importância diferente no ganho de cobertura florestal nativa em cada região do estado, possivelmente em função do contexto ambiental e dos limitantes para manifestação da regeneração de cada região. Assim, o presente estudo amplia a compreensão sobre o aumento de cobertura florestal nativa da Mata Atlântica do estado e revela a importância da regionalização das políticas públicas estaduais, tanto ambientais como agrícolas, que incentivem a transição florestal no estado e maximizem o aumento de cobertura florestal nativa.

Reconhecemos que o processo estudado é complexo e envolve uma série de variáveis que extrapolam aquelas por nós adotadas. Encorajamos novos trabalhos que incorporem outras variáveis para que os modelos possam ser refinados, especialmente aquelas que refinem a aptidão agrícola de terras, por exemplo, distância para estradas e dados climáticos. Ainda, consideramos que a proximidade de fragmentos florestais antigos e áreas protegidas e de bordas de florestas também devem ser incorporados. Por fim, cabe ressaltar que os resultados do trabalho não refletem a realidade do país dos anos de 2018 a 2022, em que houve um relaxamento na governança ambiental nas áreas rurais do país. Ainda, é importante mencionar a relevância de estudos que considerem a persistência de florestas secundárias, já que, nos trópicos, apresentam existência efêmera.