



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**  
**Instituto de Biociências**

**Dinâmica espaço-temporal de mudança de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro: agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal**

**Gabriel Moreira  
Chagasteles**

**Rio de Janeiro  
2019**

Gabriel Moreira Chagasteles

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE MUDANÇA DE COBERTURA FLORESTAL NO  
ESTADO DO RIO DE JANEIRO: AGRUPAMENTOS EMERGENTES DE  
DEFLORESTAMENTO E REGENERAÇÃO FLORESTAL

Monografia do Trabalho de Conclusão de Curso apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Lucia Lorini  
Coorientador: Prof. Dr. Marcos de Souza Lima Figueiredo

Rio de Janeiro  
2019

**CHAGASTELES, Gabriel**

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE MUDANÇA DE COBERTURA  
FLORESTAL NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: AGRUPAMENTOS  
EMERGENTES DE DESFLORESTAMENTO E REGENERAÇÃO  
FLORESTAL - 2019**

55f

Monografia do Trabalho de Conclusão de Curso

Orientador: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Lucia Lorini

1 – Transição florestal    2 – Mudança de cobertura do solo  
3 – Dinâmica espaço-temporal

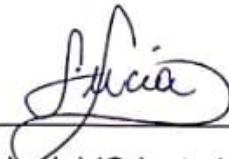
I. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro  
II. Dinâmica espaço-temporal de mudança de cobertura florestal no  
estado do Rio de Janeiro: agrupamentos emergentes de  
desflorestamento e regeneração florestal

Gabriel Moreira Chagasteles

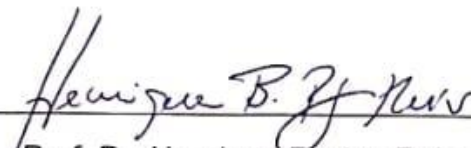
DINÂMICA DE ESPAÇO-TEMPORAL DE MUDANÇA DE COBERTURA FLORESTAL  
NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: AGRUPAMENTOS EMERGENTES DE  
DEFLORESTAMENTO E REGENERAÇÃO FLORESTAL

Monografia do Trabalho de Conclusão de Curso apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.


Aprovada em 13 de dezembro de 2019.



Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Lucia Lorini (Orientador) – DCN/IBIO/CCBS/UNIRIO



Prof. Dr. Henrique Bastos Rajão Reis – PUC-Rio



Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Brenda da Rocha Alexandre – UFF

## **Agradecimentos**

Agradeço aos meus pais pelo amparo durante toda a minha formação, fosse ela acadêmica ou não.

Gostaria de agradecer também à minha orientadora Maria Lucia Lorini pelo profissionalismo e pela paciência.

Ao meu coorientador Marcos Figueiredo pelo suporte com análises e pela energia positiva.

Ao professor Alexandre Silva pelos conselhos e ideias.

À minha namorada Isadora Veeren pelo apoio nos momentos difíceis e nos fáceis, no meu bom e no meu mau humor, de cabeça para cima ou para baixo.

Ao Matheus Drago, melhor dupla de trabalhos possível e melhor parceiro de noites de jogos (e excelente perdedor).

Ao Ricardo de Oliveira Dart, da Embrapa, pelos conselhos e pela motivação durante os momentos difíceis.

Ao Victor Abreu, do Inea, pela oportunidade de estagiar fora da faculdade com geoprocessamento pela primeira vez.

À Margaret Kalid, do Inea, por tudo que me ensinou durante o meu estágio e pela recepção.

Ao José Maria Soares Filho, do Inea, por sempre estimular meu lado criativo e curioso.

A Hidetaka Miyazaki por me ensinar o valor da perseverança.

E obviamente agradeço ao meu vizinho e amigo de infância Victor Barreiros pelo fornecimento contínuo de jogos e ideias esquisitas ao longo da vida.

## RESUMO

As mudanças de uso do solo são largamente vistas como um dos principais fatores responsáveis pela mudança ambiental. Embora a perda de cobertura florestal seja proeminente no mundo inteiro, alguns lugares já apresentam uma tendência oposta. A esse fenômeno dá-se o nome de transição florestal. Uma das regiões em que esse processo de transição florestal pode estar em andamento é a Mata Atlântica, um dos maiores hotspots de biodiversidade do mundo por conta de seus altos endemismo e degradação. O Rio de Janeiro é uma metrópole situada no centro da Mata Atlântica e, perdeu mais de 75% de sua cobertura florestal original. O presente estudo teve como objetivo analisar a dinâmica espacial das mudanças de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro entre 1986 e 2016 e averiguar se a área de estudo está passando por processo de transição florestal. Para tanto foi gerado um banco de dados georreferenciado composto de diversas variáveis biofísicas (e.g. temperatura média, declividade, elevação) e antropogênicas (e.g. distância de infraestrutura urbana, distância de estradas, população). A partir disso foi feito um mapa de *hotspots* e *coldspots* de desflorestamento e de regeneração florestal. A relevância das variáveis supracitadas foi medida a partir de uma análise de componentes principais. O estudo revela que o Rio de Janeiro teve um ganho total de 312 km<sup>2</sup> de áreas florestadas. A transição mais significativa foi de áreas de agricultura e pecuária para formações florestais, derivado de um processo de êxodo rural na década de 80 e adiante. Concluímos que a região serrana é mais sujeita à maior dinâmica de ganho e perda de cobertura florestal na área de estudo, representando um bom alvo de políticas de conservação e manejo. A diminuição da perda e aumento de ganho de cobertura florestal põem o Rio de Janeiro em um estado de ganho florestal líquido, expondo que a área de estudo está passando por um processo inicial de transição florestal.

**Palavras-chave:** Transição florestal, mudança de cobertura do solo, dinâmica espaço-temporal

## **ABSTRACT**

Land cover change is largely seen as one of the main elements responsible for environmental change. Although forest loss is prominent in the whole world, some places are going through an opposite trend. This phenomenon is called forest transition. One of the regions that this process might be underway is the Atlantic Forest, one of the biggest biodiversity hotspots in the world on account of its high endemism and degradation. Rio de Janeiro is a metropolis located in the heart of the atlantic forest and has lost over 75% of its original forest cover. The present study aims to analyze the spatial dynamics of forest cover change in the state of Rio de Janeiro between 1986 and 2016 and investigate if the study area is going through a forest transition process. For that we created a georeferenced database made of various biophysical (e.g. mean temperature, terrain slope, elevation) and anthropogenic (e.g. distance to urban infrastructure, distance to roads, population) variables. From that we made a deforestation and regeneration hotspots and coldspots. The relevance of the aforementioned variables was measured by a principal component analysis. The study shows that Rio de Janeiro gained a total 312 km<sup>2</sup> of forest areas. Agriculture and livestock areas to forest formations was the most significant transition, derived from a process of rural flight from the 1980's and beyond. We have concluded that mountainous regions are more susceptible to more expressive forest gain and loss dynamics in the study area, making it a good target for conservation and management measures. The decrease of forest loss and increase of forest gain proposes that the state of Rio de Janeiro is currently going through an incipient process of forest transition,

**Keywords:** Forest transition, land cover change, spatiotemporal dynamics

## Sumário

1.	INTRODUÇÃO.....	9
1.1.	Mudanças de cobertura florestal .....	9
1.2.	Mudanças de cobertura florestal na Mata Atlântica e no estado do Rio de Janeiro .....	10
1.3.	Importância da dimensão espacial na análise de mudanças de cobertura florestal .....	11
2.	OBJETIVO GERAL.....	13
2.1.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	13
3.	METODOLOGIA .....	14
3.1.	Elaboração do banco de dados georreferenciado .....	14
3.2.	Análises de mudanças de cobertura e uso da terra no estado do Rio de Janeiro .....	21
3.3.	Identificação de agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal .....	22
3.4.	Análise dos fatores associados à ocorrência dos agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal.....	23
4.	RESULTADOS.....	27
4.1.	Mudanças de cobertura e uso da terra no estado do Rio de Janeiro .....	27
4.2.	Eventos de desflorestamento e regeneração florestal .....	29
4.3.	Mudanças de cobertura florestal nos municípios fluminenses .....	30
4.4.	Identificação de agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal.....	32
4.5.	Análise dos fatores associados à ocorrência dos agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal.....	36
5.	DISCUSSÃO .....	45
6.	CONCLUSÃO.....	49
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	50



## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Mudanças de cobertura florestal

A cobertura da terra é considerada a expressão das atividades humanas na superfície terrestre e está diretamente ligada ao uso da terra e seu manejo. A influência mútua entre as mudanças de cobertura e uso da terra (LULCC na sigla em inglês) e a sociedade humana atua no ambiente de sobrevivência humana e na segurança alimentar (Chang *et al.*, 2018). As mudanças de cobertura e uso da terra têm grande relevância em questões de mudanças ambientais, como degradação do solo, mudanças climáticas, perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (Foley *et al.*, 2005; Lewis *et al.*, 2015; Sang *et al.*, 2019). A temática das mudanças de cobertura e uso da terra está entre os principais tópicos da pesquisa sobre mudanças globais (Chang *et al.*, 2018). Os estudos nesse campo melhoram a compreensão do desenvolvimento local e fornecem uma base para o planejamento do desenvolvimento sustentável (Sang *et al.*, 2019).

O aumento expressivo da demanda de alimentos causado pela rápida expansão populacional tem sido um dos maiores fatores de mudanças de cobertura e uso da terra, convertendo grandes quantidades de áreas florestais em mosaicos de agricultura e pecuária (Lambin & Meyfroidt, 2011; Parente *et al.*, 2017). Embora o processo de perda florestal continue expandindo no mundo, estudos mostram que alguns países vêm experimentando tendência oposta (Meyfroidt *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2017). Autores se referem a esse fenômeno de mudança de desflorestamento líquido para regeneração florestal líquida como “transição florestal”. Essa mudança pode ser observada em alguns países europeus antes da década de 1980 e, mais recentemente, em economias emergentes na Ásia e na América Latina (Rudel *et al.*, 2005; Mather, 2007; Meyfroidt & Lambin, 2009). Alguns autores sugerem que, por conta da desaceleração da perda florestal e aumento da regeneração na Mata Atlântica, o bioma possa estar em processo incipiente de transição florestal (Queiroz *et al.*, 2014; Lira *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2017; Costa *et al.*, 2017).

## 1.2. Mudanças de cobertura florestal na Mata Atlântica e no estado do Rio de Janeiro

A Mata Atlântica figura entre os mais importantes *hotspots* de biodiversidade do planeta, devido ao seu nível elevado de riqueza de espécies, sobretudo de espécies endêmicas, associado à perda de cobertura florestal (Myers *et al.*, 2000). Na Mata Atlântica encontram-se 936 espécies de aves (148 endêmicas), 306 espécies de répteis (94 endêmicas), 350 espécies de peixes (133 endêmicas), 516 espécies de anfíbios (323 endêmicas), 312 espécies de mamíferos (48 endêmicas) e 20.000 espécies de vegetais (8.000 endêmicas) (Mittermeier *et al.*, 2011). Considerada emblemática e prioritária para a conservação da biodiversidade mundial, a Mata Atlântica inclusive já recebeu as denominações de "*hottest hotspot*" (Laurance, 2009), "*shrinking hotspot*" (Ribeiro *et al.*, 2011), "*top hotspot*" (Eisenlohr *et al.*, 2013), em função da grande perda florestal que experimentou, ou ainda "*hopespot*" (Rezende *et al.*, 2018), devido às possibilidades de restauração florestal.

Estima-se que apenas cerca de 13% (SOS Mata Atlântica & INPE, 2019) a 26% (Rezende *et al.*, 2018) da cobertura original do bioma permaneça e, por conta dessa intensa fragmentação do habitat, a Mata Atlântica contribui com mais de 60% das espécies classificadas como ameaçadas de extinção no Brasil (Tabarelli *et al.*, 2003). Ribeiro e colaboradores (2009) constataram que uma grande porção da Mata Atlântica é composta por florestas secundárias e que aproximadamente 80% dos remanescentes florestais desse bioma tem menos de 50 hectares.

Na década de 50 o Brasil passou por um intenso processo de industrialização, o que modernizou a agricultura brasileira e dinamizou o mercado de trabalho urbano. Com o uso de técnicas mais eficientes de plantio e colheita, aliado ao aumento da oferta de trabalho nas cidades, muitos produtores rurais deixaram o campo (Buainain *et al.*, 2014). Esse abandono possibilita o processo de regeneração florestal natural, sendo observado por diversos estudos dentro do domínio Mata Atlântica (Cheung *et al.*, 2010; Guareschi *et al.*, 2014; Nogueira *et al.*, 2016), o que pode influenciar positivamente o processo de transição florestal.

A importância da Mata Atlântica vai além da manutenção da diversidade biológica. Ela provém serviços ecossistêmicos e bens de consumo essenciais para o bem-estar humano (TEEB, 2010). As maiores concentrações urbanas do Brasil se situam dentro dos limites da Mata Atlântica. Assim sendo, esta região é lar de mais de 100 milhões de brasileiros e representa também o principal eixo econômico do país, contribuindo com aproximadamente 70% do produto interno bruto (PIB) e 2/3 da

economia industrial (Martinelli, *et al.*, 2013). A manutenção do capital natural possibilita a provisão de serviços ecossistêmicos, assegurando o bem-estar humano (TEEB, 2010), o que atesta a relevância de estudos e programas de conservação e restauração da Mata Atlântica.

No centro da Mata Atlântica, o estado do Rio de Janeiro está localizado na porção costeira sudeste e apresenta uma população estimada de 15 milhões de pessoas. O estado era originalmente coberto em sua totalidade por formações vegetacionais de Mata Atlântica e perdeu mais de 75% da sua cobertura florestal original (Fidalgo *et al.*, 2009). A cobertura florestal atual encontra-se dispersa e fragmentada em mais de 10.000 pequenos remanescentes, a maioria com tamanho de até 100 ha, enquanto que apenas 140 remanescentes apresentam mais de 1.000 ha, representando 67% do total de cobertura florestal (Fidalgo *et al.*, 2009). Apesar da grande perda florestal a que foi submetido, o estado do Rio de Janeiro apresenta grande diversidade de espécies e alto nível de endemismo (Bergallo *et al.*, 2009). Destaca-se a elevada riqueza e endemismo em espécies de aves, sendo que o estado é de altíssima prioridade para a conservação desse grupo, visto ser a região com a maior concentração de espécies ameaçadas nas Américas (Jenkins *et al.*, 2011).

### **1.3. Importância da dimensão espacial na análise de mudanças de cobertura florestal**

As mudanças no uso e cobertura da terra resultam de uma interação complexa de dimensões biofísicas e humanas (Caldas *et al.*, 2013). Vários estudos têm sido realizados para identificar os fatores condutores ou associados às mudanças de cobertura florestal, sobretudo do desflorestamento, os quais muitas vezes destacam a importância de fatores biofísicos, como altitude e declividade (Bhattarai *et al.*, 2009; Mon *et al.*, 2012), ou a associação com fatores antropogênicos, como localização de estradas e povoamentos (Gao & Liu, 2012; Du *et al.*, 2014). Até o momento, a importância relativa de fatores biofísicos e antropogênicos para influenciar o desflorestamento permanece em debate (Geist & Lambin, 2002; Phompila *et al.*, 2017), sendo que menos ainda é entendido sobre os fatores condutores ou associados à regeneração florestal, especialmente nas regiões tropicais (Baptista & Rudel, 2006; Molin *et al.*, 2017). Existe grande variabilidade espaço-temporal nos ambientes biofísicos, atividades socioeconômicas e contextos culturais, associados com as mudanças na cobertura e uso da terra (Lambin *et al.*, 2003). A heterogeneidade dessas características na paisagem condiciona a ocorrência das mudanças de cobertura florestal e colabora para

a presença de correlação espacial. Nos últimos dez anos a necessidade de análises espaciais no estudo de mudanças de cobertura florestal vem sendo destacada por vários autores (e.g. Le Sage & Pace, 2009; Bouchardet *et al.*, 2016; Harris *et al.*, 2017). A análise de padrões espaciais, embora não seja inerentemente preditiva, tem o potencial de ajudar na identificação rápida e consistente de áreas prioritárias para ações de manejo (Harris *et al.*, 2017).

## **2. OBJETIVO GERAL**

Este estudo teve como objetivo geral analisar a dinâmica espacial das mudanças de cobertura florestal ocorridas entre 1986 e 2016 nas paisagens do estado do Rio de Janeiro, buscando testar a hipótese de que o processo de transição florestal está ocorrendo atualmente nestas paisagens, localizadas no centro do *hotspot* da Mata Atlântica.

### **2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Desenvolver um banco de dados georreferenciado de variáveis ambientais (biofísicas e antropogênicas), de variáveis de cobertura e uso da terra e de eventos de transições florestais na extensão geográfica do estado do Rio de Janeiro
- Quantificar as mudanças na cobertura florestal nas últimas três décadas na região do estado do Rio de Janeiro
- Analisar a dinâmica espaço-temporal da mudança de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro nestes 30 anos e mapear os agrupamentos emergentes de perda (desflorestamento) e ganho (restauração) florestal
- Investigar as variáveis ambientais (biofísicas e antropogênicas) associadas à ocorrência dos agrupamentos emergentes de perda (desflorestamento) e ganho (restauração) florestal

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1. Elaboração do banco de dados georreferenciado

Elaboramos um banco de dados georreferenciado com os dados necessários para analisar a dinâmica da mudança de cobertura da terra no estado do Rio de Janeiro entre os anos 1986 e 2016. Este banco de dados foi composto de variáveis de cobertura florestal e de variáveis ambientais, geradas a partir de diversos processamentos e fontes (Tabela 1). Todos os dados gerados neste trabalho foram reprojeto para a projeção WGS 1984 UTM 23S para posterior processamento.

Os dados vetoriais de limites do estado do Rio de Janeiro, das regiões de governo e dos municípios (figura 1) foi retirado das bases cartográficas do Inea. Os dados anuais de cobertura e uso da terra do estado do Rio de Janeiro entre os anos 1986 e 2016 foram obtidos dos *rasters* da coleção 4.0 do projeto MapBiomias. Essa base de dados é produzida a partir de classificação supervisionada de imagens de satélites Landsat com resolução espacial de aproximadamente ~30x30m. Foi utilizado o dado de população do censo 2010 do IBGE por setor censitário. A elevação foi extraída do modelo digital de terreno (MDE) da missão topográfica Radar *Shuttle* da NASA, que oferece uma imagem com resolução de 1 arco-segundo (~30m). O dado de declividade foi derivado desse MDE com auxílio da ferramenta “*Slope*” do *software* ArcMap 10.5. Os dados climáticos de precipitação média e temperatura média foram obtidos do Inea. Os dados de distância de áreas florestadas, de áreas de agropecuária e de áreas urbanas foram gerados a partir dos *rasters* de cobertura da terra do MapBiomias, com auxílio da ferramenta “*Euclidean Distance*” do *software* ArcMap 10.5. Os dados de distância de Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) e de distância de drenagem foram derivados dos *shapefiles* do Inea de unidades de conservação e de rede de drenagem respectivamente, com a mesma ferramenta. Do mesmo modo, o dado de distância de rodovias foi gerado a partir do dado vetorial do projeto de mapeamento colaborativo Open Street. Foram gerados dados de distâncias de UCPIs por cálculo de distância euclidiana, bem como dados de distâncias de florestas, de limites urbanos e de regiões de agropecuária em cada ano a partir de um modelo de fluxo de trabalho (*Model Builder*) que produzimos no ArcMap 10.5 (Figura 2).

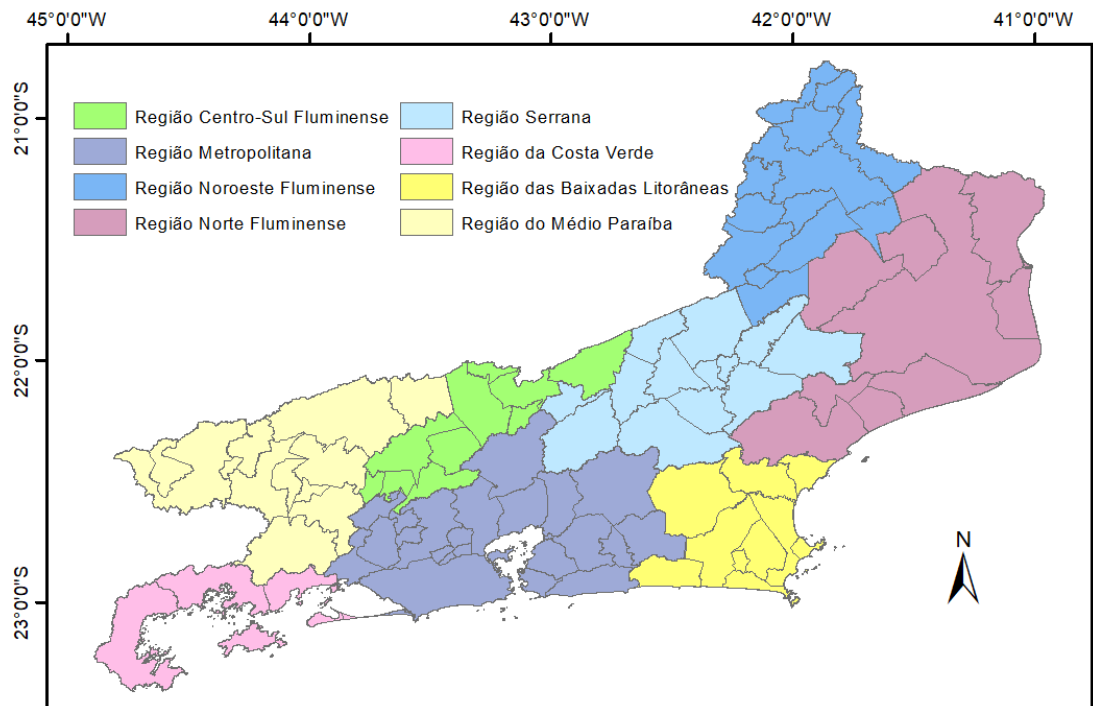


Figura 1. Regiões de governo do estado do Rio de Janeiro

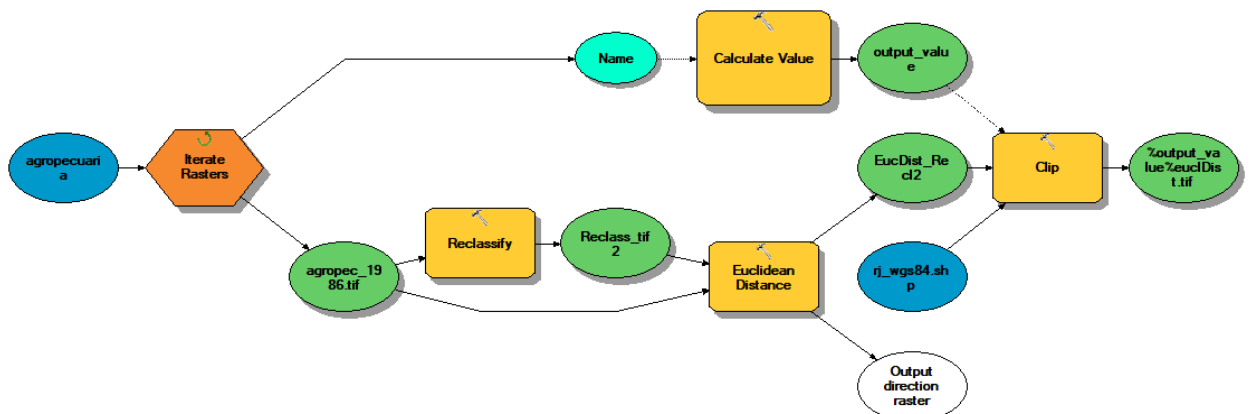


Figura 2. Modelo de fluxo de trabalho de pré-processamento de dados e cálculo da distância euclidiana.

**Tabela 1.** Variáveis de cobertura e transição florestal e variáveis ambientais geradas para a elaboração do banco de dados georreferenciado e suas respectivas origens.

Variável	Origem do dado	Tipo
Cobertura florestal (anual, série 1986 a 2016)	Gerado a partir do mapa de cobertura (30m) disponibilizado pelo MapBiomas	B
Eventos de desflorestamento (anual, série 1986 a 2016)	Gerado a partir do mapa de cobertura (30m) disponibilizado pelo MapBiomas	B
Eventos de regeneração florestal (anual, série 1986 a 2016)	Gerado a partir do mapa de cobertura (30m) disponibilizado pelo MapBiomas	B
Declividade	Gerado a partir do DEM da SRTM, disponibilizado NASA (30m)	B
População	IBGE	A
Distância de drenagem	Gerado a partir da rede de drenagem (1:25.000) disponibilizada pelo Inea	B
Elevação	DEM da SRTM, disponibilizado NASA (30m)	B
Precipitação	Inea	B
Temperatura	Inea	B
Distância de Unidades de Conservação de Proteção Integral	Gerado a partir dos limites de UCs disponibilizados pelo Inea	B
Distância de florestas	Gerado a partir do mapa de cobertura (30m) disponibilizado pelo MapBiomas	B
Distância de regiões de agropecuária	Gerado a partir do mapa de cobertura (30m) disponibilizado pelo MapBiomas	B
Distância de áreas urbanas	Gerado a partir do mapa de cobertura (30m) disponibilizado pelo MapBiomas	A
Distância de Rodovias	Gerado a partir da rede (1:25.000) disponibilizada pelo Open Street Map	A

Tipo – Antropogênica (A) ou biofísica (B)



Abaixo estão representadas algumas das variáveis geradas para a confecção do banco de dados georreferenciado (Figuras 4 a 12).

### Uso do solo no estado do Rio de Janeiro (1986)

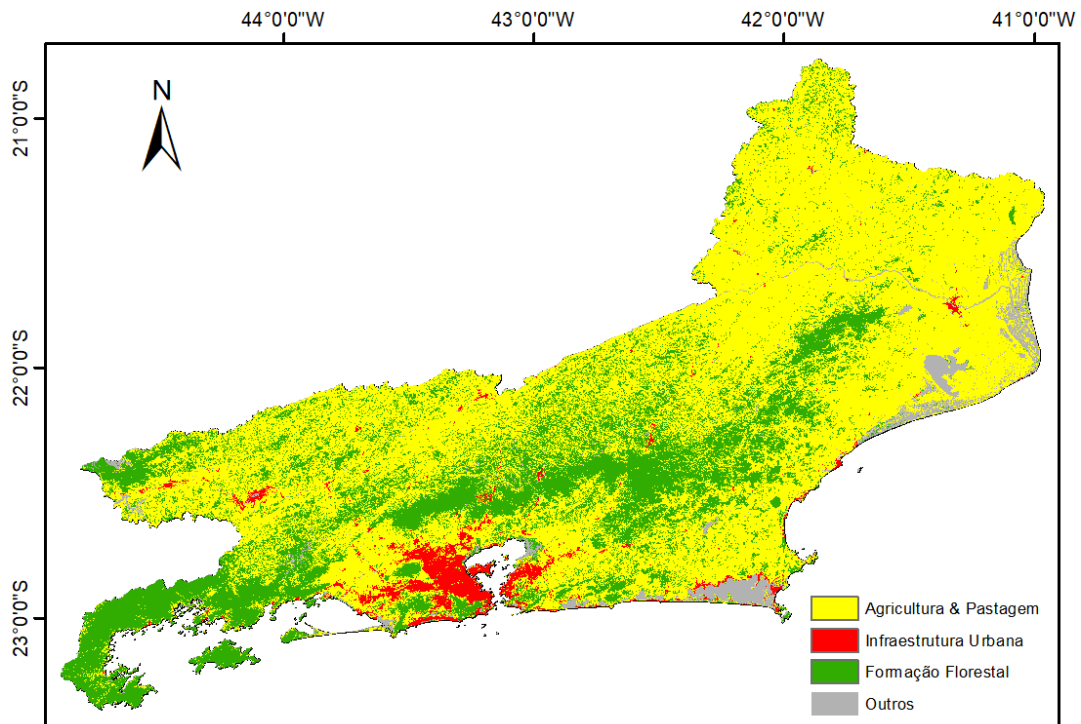


Figura 4. Mapa de uso do solo no estado do Rio de Janeiro no ano de 1986.

### Uso do solo no estado do Rio de Janeiro (2016)

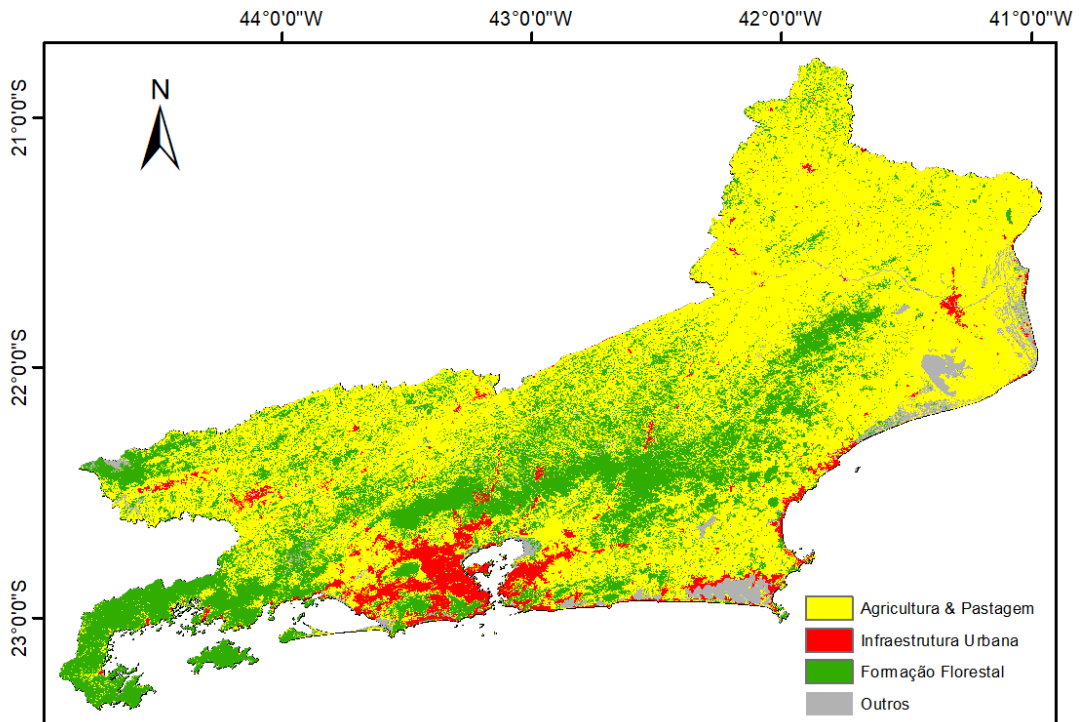


Figura 5. Mapa de uso do solo no estado do Rio de Janeiro no ano de 2016.

## Unidades de Conservação de Proteção Integral

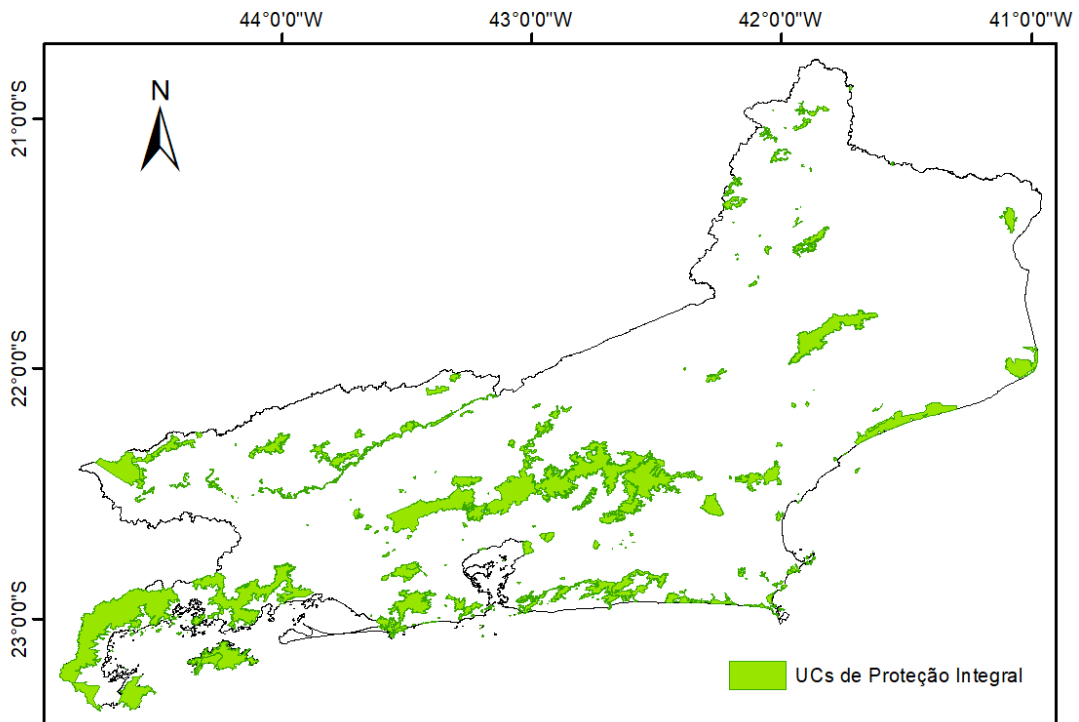


Figura 6. Unidades de conservação de proteção integral no estado do Rio de Janeiro.

## Elevação

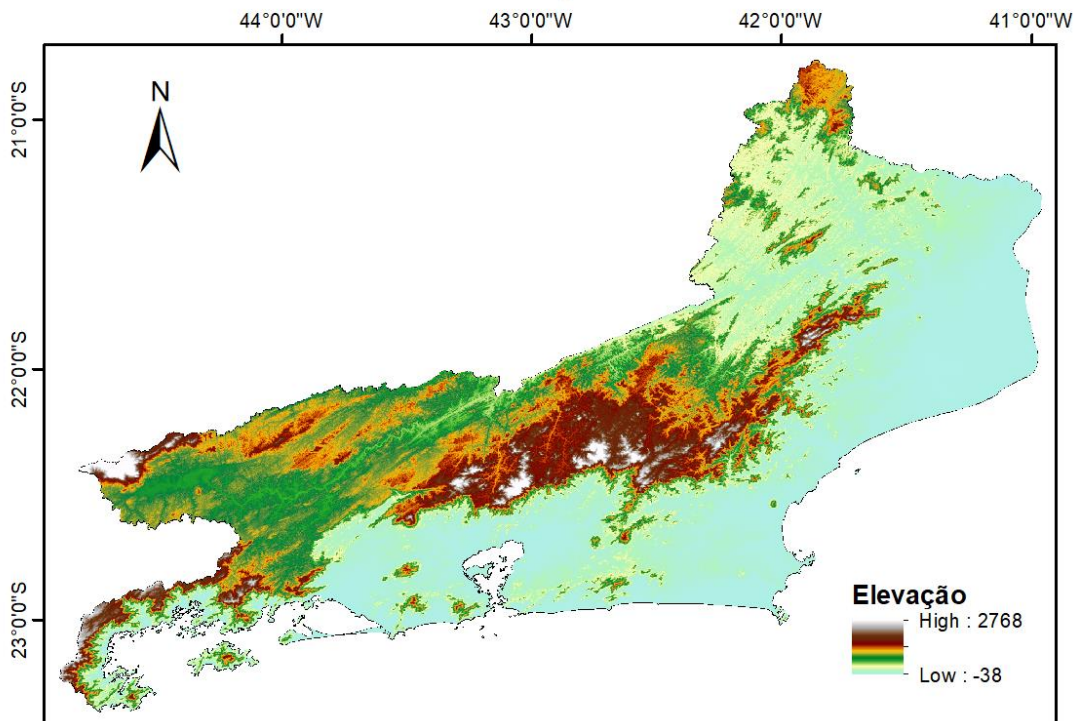
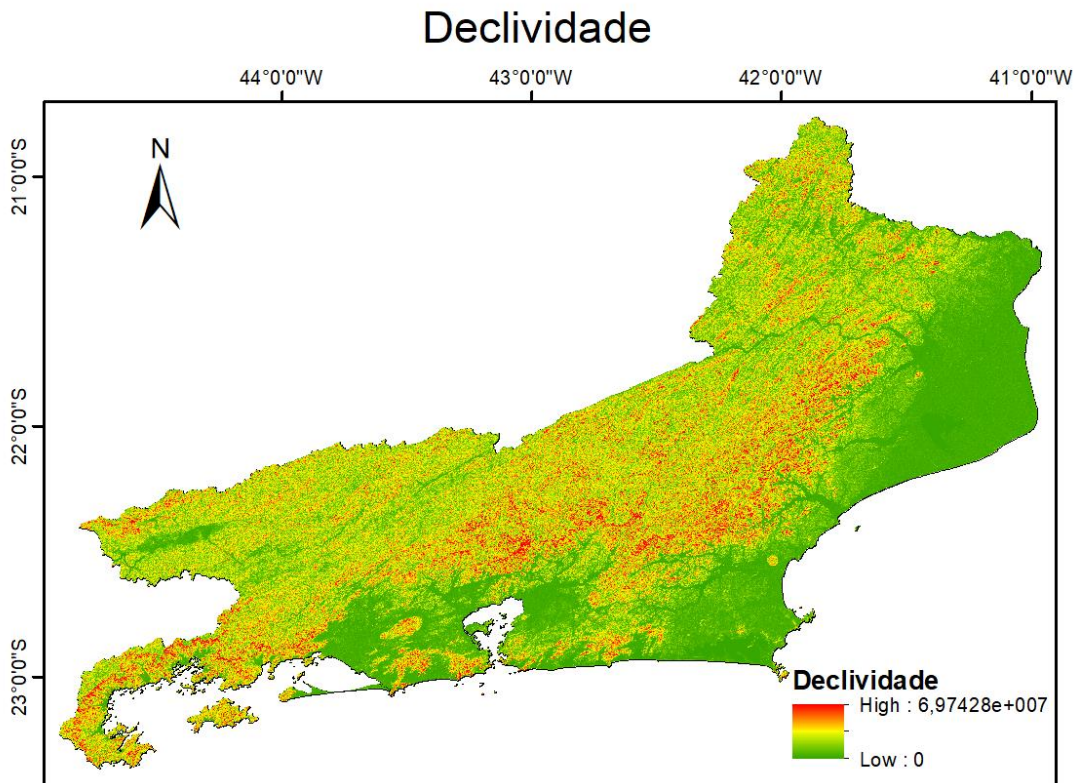
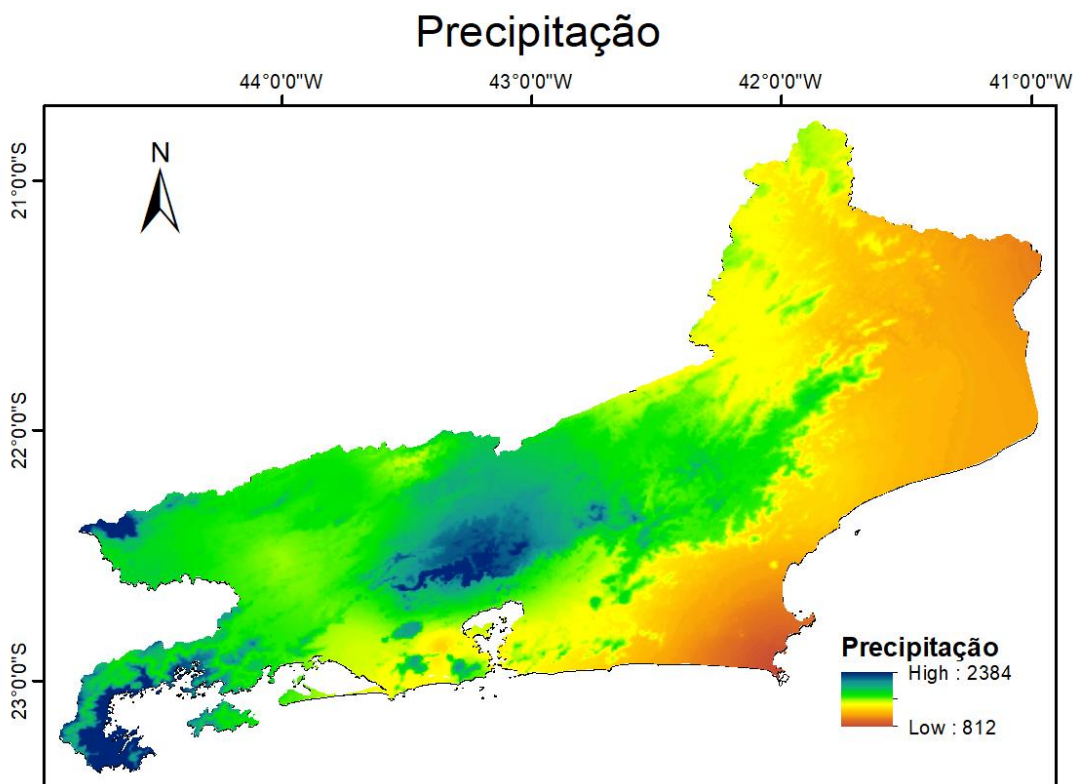


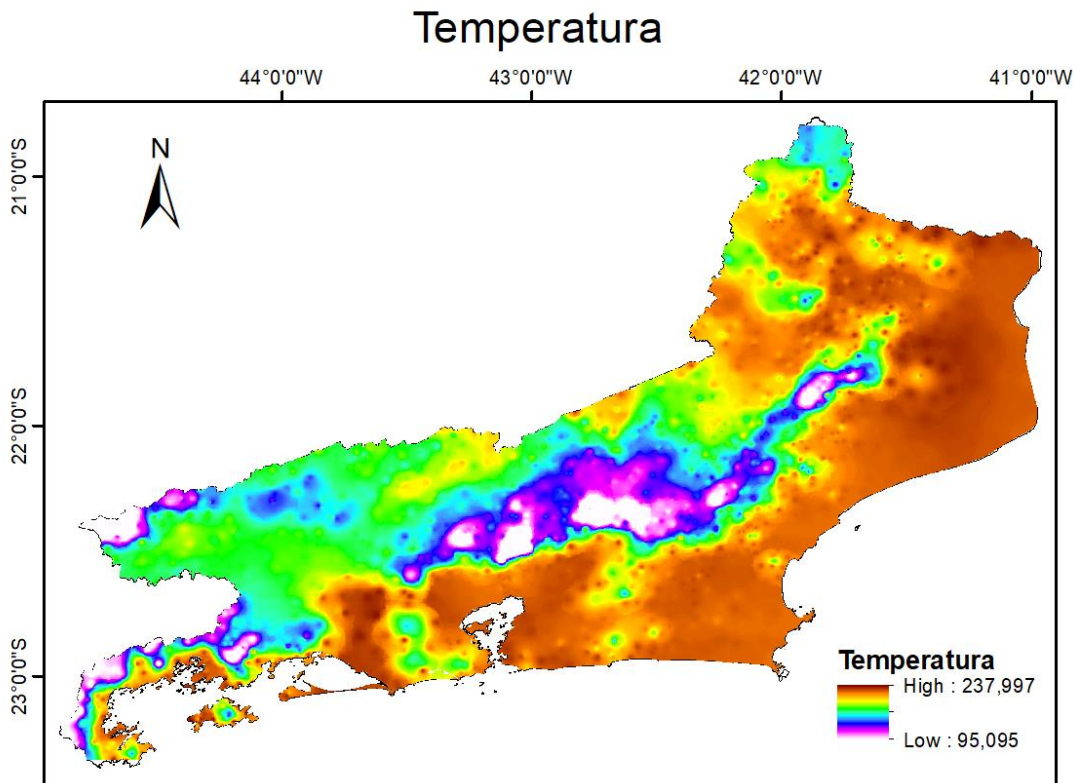
Figura 7. Mapa de elevação do estado do Rio de Janeiro.



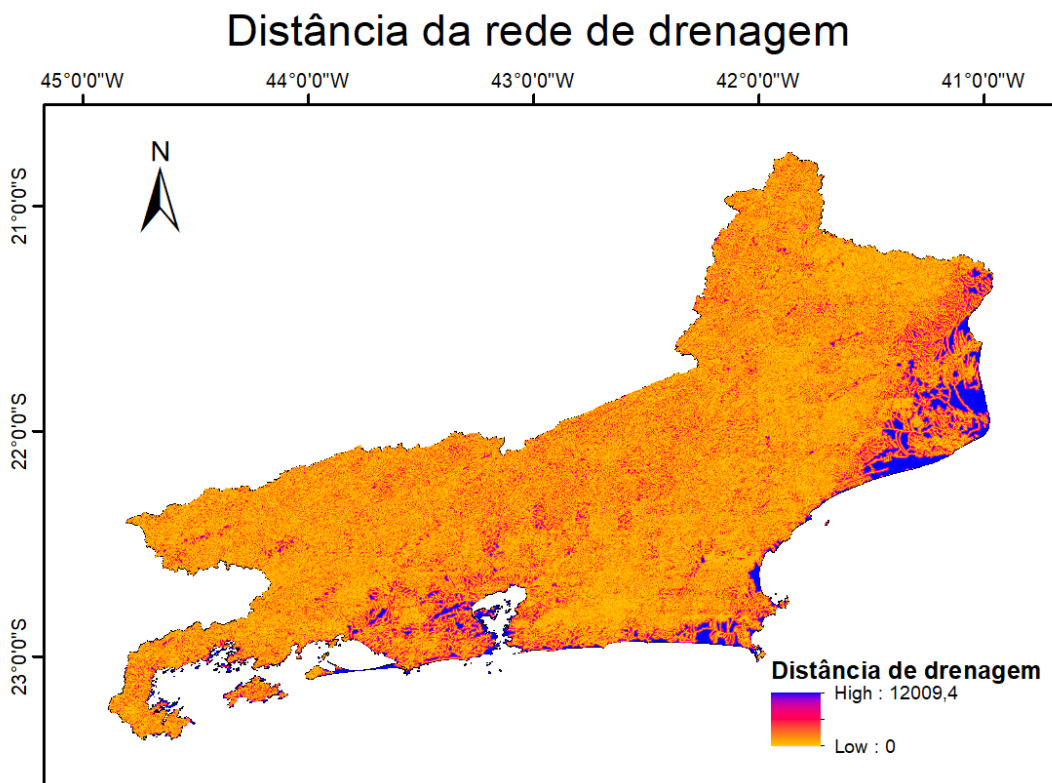
**Figura 8.** Mapa de declividade do estado do Rio de Janeiro.



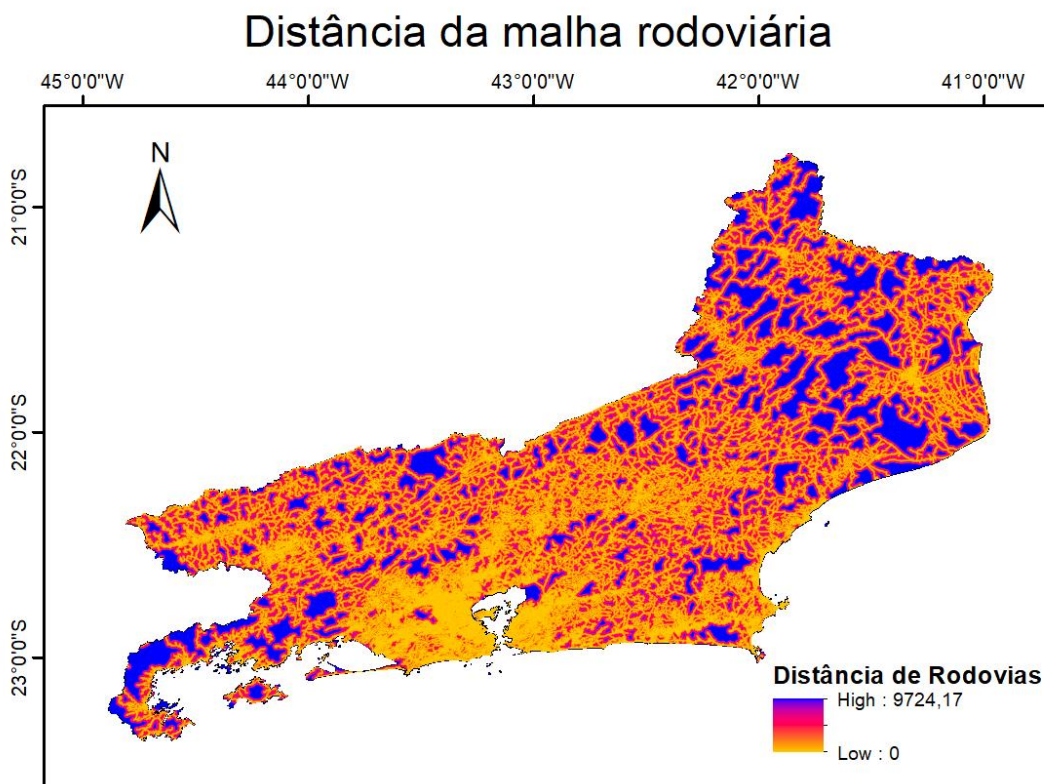
**Figura 9.** Mapa de precipitação do estado do Rio de Janeiro.



**Figura 10.** Mapa de temperatura do estado do Rio de Janeiro.



**Figura 11.** Distância da rede de drenagem no estado do Rio de Janeiro.



**Figura 12.** Distância da malha rodoviária no estado do Rio de Janeiro.

### 3.2. Análises de mudanças de cobertura e uso da terra no estado do Rio de Janeiro

Para analisar a dinâmica do desmatamento e regeneração das florestas no estado do Rio de Janeiro entre os anos 1986 e 2016 foi utilizada a coleção 4.0 do projeto MapBiomas, que são dados anuais de cobertura e uso da terra. Foi desenvolvido um *script* na plataforma Google Earth Engine para o *download* dos *rasters* e para as etapas de reclassificação dos dados.

Para facilitar a visualização e a análise da dinâmica da cobertura e uso entre os anos de 1986 e 2016, no ambiente computacional R v. 3.6.1 desenvolvemos um *script* para criar um Diagrama de Sankey. Originalmente, o Diagrama de Sankey foi inicialmente proposto para representar o fluxo de energia e sua distribuição ao longo de várias direções. Cada direção é representada por uma linha, cuja espessura indica a sua proporção ou quantidade de energia. Linhas mais espessas representam maior quantidade de energia sendo transmitida por aquela direção, enquanto que linhas mais finas representam menor energia sendo transmitida. O mesmo conceito pode ser aplicado a outros tipos de variáveis e magnitudes. No nosso caso, a variável adotada é a área e a origem/destino são as classes temáticas de cobertura da terra. Dessa forma,

o diagrama é capaz de representar o fluxo de transições de áreas entre as classes temáticas ao longo dos anos.

Para a primeira reclassificação, às classes referentes a florestas naturais foi atribuído o valor 1, indicando presença de floresta. Às demais classes foi atribuído o valor 0, indicando ausência de floresta. Essa etapa gerou um dado binário de presença e ausência de florestas naturais na área de estudo. O dado binário foi submetido a uma operação de álgebra de mapas. A operação de álgebra de mapas subtraiu dos valores dos *pixels* de um ano os valores dos *pixels* do ano subsequente. *Pixels* com valor 1 (presença de floresta) que, no ano seguinte possuíam valor 0 (ausência de floresta) receberam, após a subtração, o valor 1, indicando perda de cobertura florestal. Da mesma forma, *pixels* com valor 0 que, no ano seguinte possuíam o valor 1 receberam o valor -1, indicando ganho de cobertura florestal. Aos *pixels* em que não houve mudança foi atribuído o valor 0, indicando que o mesmo não representa um evento de ganho ou perda florestal. Esse procedimento foi reproduzido para todos os anos, exceto 2016, último ano da análise, gerando mapas de eventos de desflorestamento e regeneração florestal ano a ano. Em seguida foram calculados o ganho e a perda de cobertura florestal anualmente.

### **3.3. Identificação de agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal**

A análise da dinâmica espaço-temporal da mudança de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro nas últimas três décadas (1986 a 2016) e o mapeamento de seus agrupamentos foi realizada através do módulo *Space Time Pattern Mining Tools* do programa ArcMap 10.5. Em uma primeira etapa, foram criados, a partir dos mapas de eventos de desflorestamento e regeneração florestal anuais, dados vetoriais de pontos de eventos de desflorestamento e de regeneração usando intervalos de 3 em 3 anos, totalizando 10 camadas. Estes intervalos foram escolhidos em função da ferramenta *Emerging Hotspot Analysis* (EHSA), que realiza a análise de agrupamentos emergentes, e requer um mínimo de 10 intervalos (*time steps*). Por razões de gargalos computacionais não utilizamos intervalos de 2 anos, pois isso resultaria em um dado de saída notavelmente mais pesado, tornando o processamento muito mais lento.

Esses dados de pontos de eventos de desflorestamento e de regeneração serviram como dado de entrada para a ferramenta *Create Space Time Cube*, do programa ArcMap 10.5. Essa ferramenta agrega os pontos em caixas (*bins*) espaço-temporais e cria um arquivo em formato netCDF. Esse arquivo pode ser interpretado como um cubo composto por caixas com posições fixas no espaço (dimensões x e y) e

no tempo (dimensão t). O cubo foi produzido com dimensões 1x1 km. Foram criados cubos netCDF para as transições de perda (desflorestamento) e ganho (regeneração) florestal.

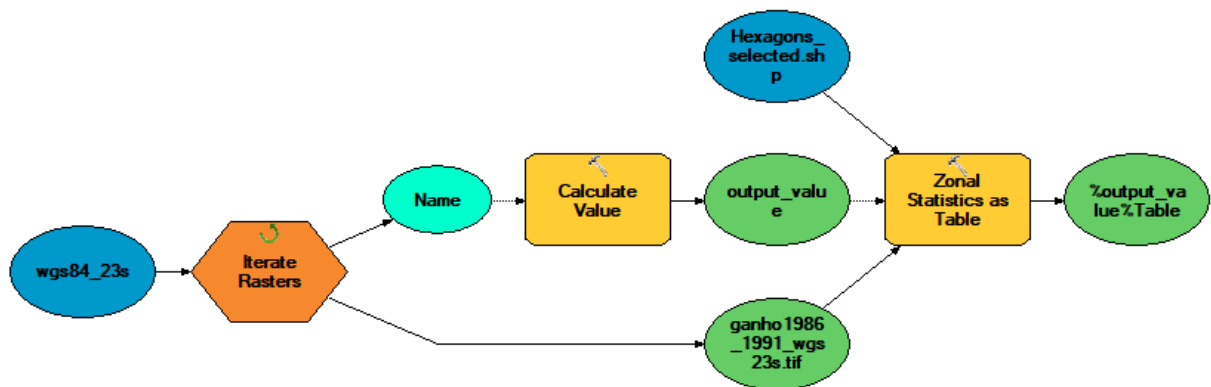
Em uma segunda etapa, o arquivo netCDF foi usado como dado de entrada para a ferramenta *Emerging Hot Spot Analysis* (EHSA). Essa ferramenta utiliza as estatísticas *Getis-Ord  $G_i^*$*  (Ord & Getis, 1995) e o teste de tendências Mann-Kendall (Kendall & Stuart, 1967; Mann, 1945) para identificar tendências nos modos em que os pontos se agregam, avaliando padrões espaço-temporais nos dados, para então organizá-los em diversas classes de *hotspots* e *coldspots*, conforme descritos na Tabela 2. Foram utilizados os valores 5000m para o parâmetro *neighborhood distance* e 5 para o parâmetro *time step*. A decisão de utilizar a medida de 5km para o parâmetro *Neighborhood distance* para a análise baseou-se em uma análise preliminar de sensibilidade a partir de testes com os valores 2,5km, 5km, 10km e 15km (Figura 12). Distâncias menores são úteis para detectar tendências localizadas, enquanto distâncias maiores discriminam tendências mais generalizadas (Harris *et al.*, 2017). Em nossa análise preliminar a distância de 5km apresentou o meio-termo mais coerente entre as distâncias mencionadas. Foi excluída a classe “Sem padrão detectado” para facilitar o processamento dos dados, posto que ela não forneceria informações relevantes para a análise.

#### **3.4. Análise dos fatores associados à ocorrência dos agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal**

Para investigar as variáveis que influenciariam na ocorrência das classes de agrupamentos emergentes foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA), a partir do conjunto de variáveis ambientais geradas no banco de dados georreferenciado (Tabela 1). A análise de componentes principais (PCA) é uma técnica que analisa um conjunto de dados de forma que sejam extraídas informações importantes para que elas sejam apresentadas de maneira mais simples (Abdi & Williams, 2010). O critério de “Broken-Stick” (Jackson, 1993) foi utilizado para definir as componentes significantes. Esse critério assume que a variância total (a soma dos autovalores) é dividida aleatoriamente entre os diversos autovalores. Dessa forma, o autovalor atual só é considerado importante se exceder o valor esperado pela distribuição de “Broken-Stick”. Os gráficos foram gerados no ambiente computacional R v 3.6.1 com auxílio da função “*ggbiplot*” do pacote “*ggplot2*” (Wickham, 2009), visando a elucidação do comportamento das variáveis sobre as classes de *hotspots* e *coldspots* geradas pela EHSA. A análise dos gráficos dos autovetores gerados pela PCA e dos valores das

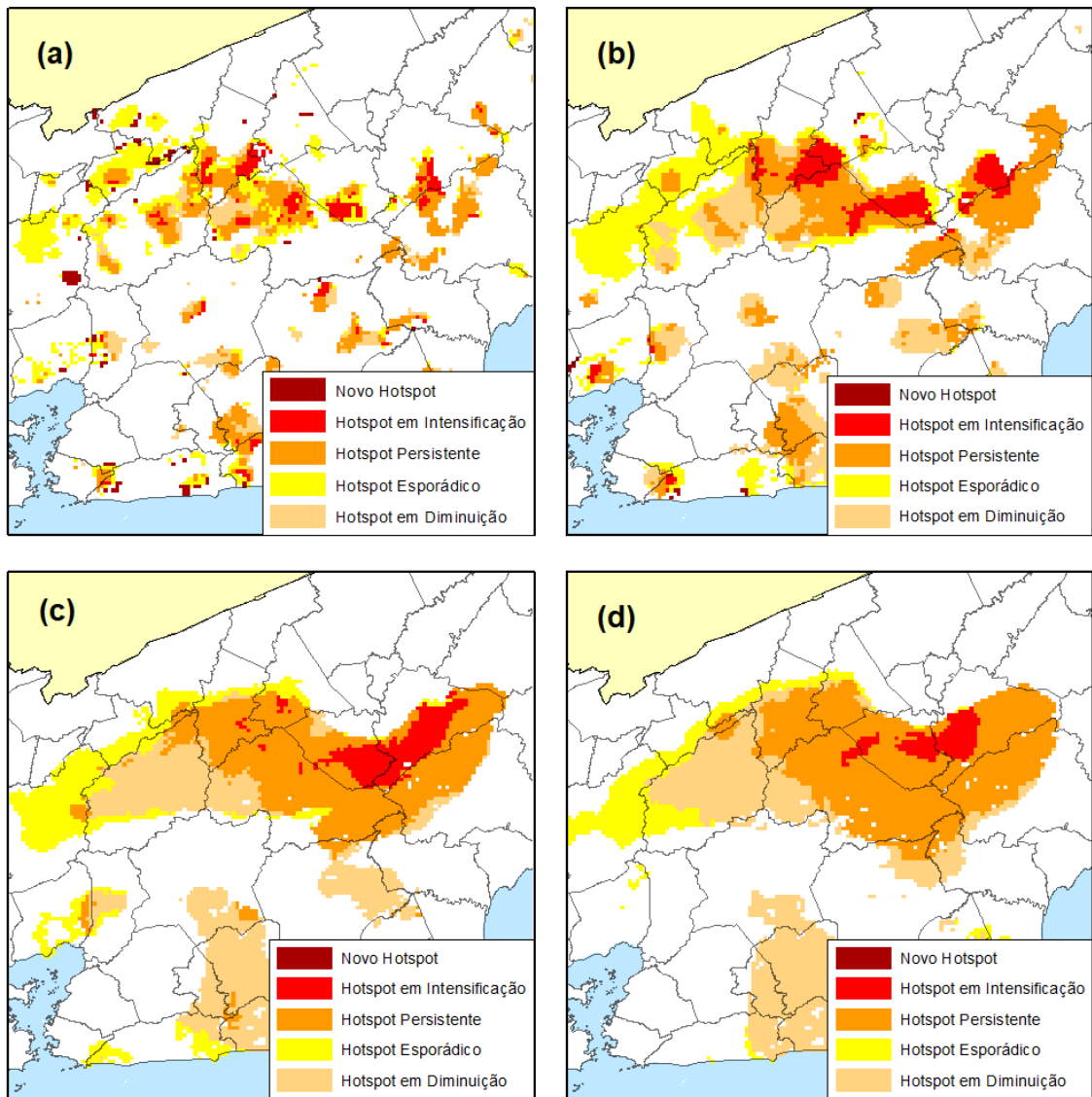
cargas das variáveis, juntamente à correlação destas com as componentes principais, auxiliou na interpretação.

Para computar as variáveis de eventos de transição e as variáveis ambientais foi criada uma malha com unidades espaciais hexagonais de 1km<sup>2</sup> com a ferramenta *Generate Tesselation*, do ArcMap 10.5. Esses hexágonos foram populados com os dados citados anteriormente com intermédio da ferramenta *Zonal Statistics as Table* (Figura 3) e, posteriormente, um *Join* com as tabelas geradas pelo procedimento, através de um modelo de fluxo de trabalho (*Model Builder*) que produzimos no ArcMap 10.5. O tipo de estatística utilizado para os dados de eventos de perda florestal e os dados de eventos de reflorestamento foi a soma. Para os dados de *hotspots* e *coldspots* foi utilizado a maioria, que determina o valor que ocorre com maior frequência dentro de cada hexágono. Para as variáveis de distâncias de florestas, de limites urbanos, de regiões de agropecuária, de rodovias e de redes de drenagem optou-se por usar apenas um ano já que essas variáveis não apresentaram muita variação ao longo do período de estudo. O ano escolhido foi 2001, que representa o meio da série temporal, para simplificar a análise e facilitar o processamento dos dados. Para as demais variáveis foi utilizada a média.



**Figura 3.** Modelo de fluxo de trabalho de geração de tabelas para estatística zonal.





**Figura 13.** Resultado da análise preliminar de *hotspots* emergentes em quatro valores distintos de *neighborhood distance*: (a) 2,5km; (b) 5km; (c) 10km; (d) 15km.

**Tabela 2.** Definições das classes de *hotspots* e *coldspots* geradas pela ferramenta *Emerging Hotspot Analysis* do software ArcMap 10.5.

<b>Classe</b>	<b>Definição</b>
<b>Novo Hotspot</b>	Um lugar que é um <i>hotspot</i> estatisticamente significativo para a última etapa de tempo (últimos 3 anos)
<b>Hotspot Consecutivo</b>	Um lugar que foi definido como <i>hotspot</i> estatisticamente significativo consecutivamente nos últimos intervalos de tempo. Esse lugar nunca foi um <i>hotspot</i> antes disso
<b>Hotspot em intensificação</b>	Um lugar que foi um <i>hotspot</i> estatisticamente significativo por pelo menos 27 dos 30 anos, incluindo a última etapa de tempo (3 últimos anos). Além disso, o aumento da intensidade dos agrupamentos é estatisticamente significativo
<b>Hotspot persistente</b>	Um lugar que foi <i>hotspot</i> por pelo menos 27 dos 30 anos e que não apresentou aumento ou diminuição na intensidade dos agrupamentos
<b>Hotspot em diminuição</b>	Um lugar que foi um <i>hotspot</i> estatisticamente significativo por pelo menos 27 dos 30 anos, incluindo a última etapa de tempo (3 últimos anos). Além disso, a diminuição da intensidade dos agrupamentos é estatisticamente significativa
<b>Hotspot esporádico</b>	Um lugar que é <i>hotspot</i> e deixa de ser uma ou mais vezes durante o tempo do estudo. Em menos de 27 dos 30 anos ele foi <i>hotspot</i> estatisticamente significativo e em nenhum momento foi <i>coldspot</i> estatisticamente significativo
<b>Hotspot em oscilação</b>	Um <i>hotspot</i> estatisticamente relevante para o último intervalo de tempo (últimos 3 anos) que tem um histórico de também ter sido um <i>coldspot</i> estatisticamente significativo em um intervalo de tempo anterior. Em menos de 27 dos 30 anos do estudo ele foi um <i>hotspot</i> estatisticamente significativo
<b>Novo Coldspot</b>	Um lugar que é um <i>coldspot</i> estatisticamente significativo para a última etapa de tempo (últimos 3 anos)
<b>Coldspot consecutivo</b>	Um lugar que foi definido como <i>coldspot</i> estatisticamente significativo consecutivamente nos últimos intervalos de tempo. Esse lugar nunca foi um <i>coldspot</i> antes disso
<b>Coldspot em intensificação</b>	Um lugar que foi um <i>coldspot</i> estatisticamente significativo por pelo menos 27 dos 30 anos, incluindo a última etapa de tempo (3 últimos anos). Além disso, o aumento da intensidade dos agrupamentos é estatisticamente significativo
<b>Coldspot persistente</b>	Um lugar que foi <i>coldspot</i> por pelo menos 27 dos 30 anos e que não apresentou aumento ou diminuição na intensidade dos agrupamentos
<b>Coldspot em diminuição</b>	Um lugar que foi um <i>coldspot</i> estatisticamente significativo por pelo menos 27 dos 30 anos, incluindo a última etapa de tempo (3 últimos anos). Além disso, a diminuição da intensidade dos agrupamentos é estatisticamente significativa
<b>Coldspot esporádico</b>	Um lugar que é <i>coldspot</i> e deixa de ser uma ou mais vezes durante o tempo do estudo. Em menos de 27 dos 30 anos ele foi <i>coldspot</i> estatisticamente significativo e em nenhum momento foi <i>hotspot</i> estatisticamente significativo
<b>Coldspot em oscilação</b>	Um <i>coldspot</i> estatisticamente relevante para o último intervalo de tempo (últimos 3 anos) que tem um histórico de também ter sido um <i>hotspot</i> estatisticamente significativo em um intervalo de tempo anterior. Em menos de 27 dos 30 anos do estudo ele foi um <i>coldspot</i> estatisticamente significativo
<b>Sem padrão detectado</b>	Um lugar que não se enquadra em nenhum dos padrões acima

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Mudanças de cobertura e uso da terra no estado do Rio de Janeiro

O cálculo da área de cada classe de cobertura da terra entre 1986 e 2016 demonstrou que Agricultura e Pastagem e Formação Florestal representaram as duas principais coberturas da terra no estado do Rio de Janeiro. Agricultura e Pastagem foi a classe dominante, que ao longo destas três décadas totalizou mais de 60% da área do Rio de Janeiro, seguida pela classe Formação Florestal, que totalizou cerca de 27% (Tabela 3).

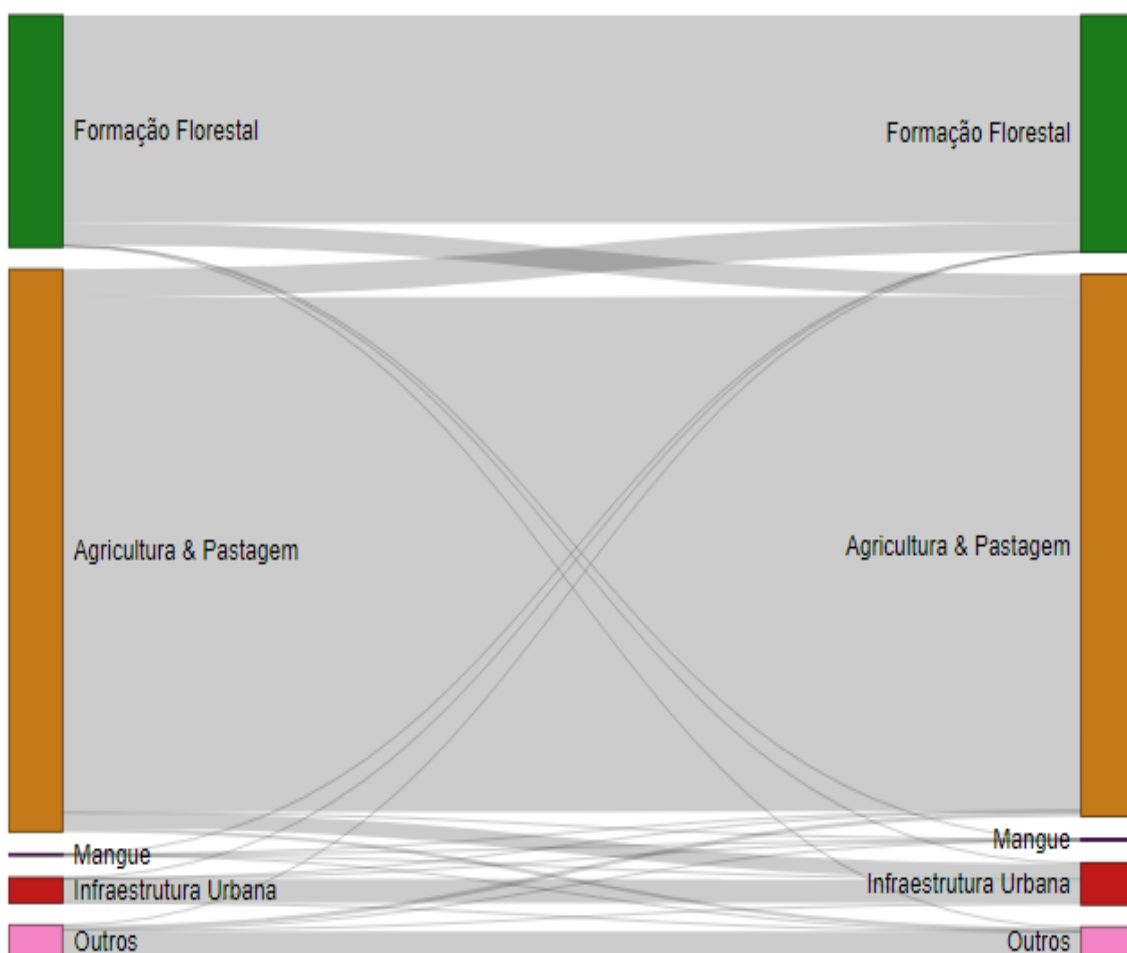
A análise da dinâmica da cobertura e uso da terra no estado do Rio de Janeiro revelou que nos trinta anos entre 1986 e 2016 a cobertura florestal aumentou em 2,13% (Tabela 3). As áreas que sofreram perda de cobertura florestal representaram principalmente transições de floresta para agropecuária (1351,49 km<sup>2</sup>) (Tabela 4), que totalizaram 9,42% da cobertura florestal presente em 1986. As áreas em que houve ganho de cobertura florestal representaram principalmente transições de agropecuária para floresta (1757,03 km<sup>2</sup>), somando mais de 12% cobertura florestal presente em 1986 (Tabela 4). A partir da matriz de transições computadas pixel a pixel foi possível quantificar as mudanças de cobertura e uso da terra, que pode ser melhor visualizada através do diagrama de Sankey (Figura 14), que resume as transições das classes (Formação Florestal, Agricultura & Pastagem, Mangue, Infraestrutura Urbana e Outros).

**Tabela 3.** Mudanças de cobertura e uso da terra entre 1986 e 2016 no estado do Rio de Janeiro.

Classe de Cobertura	1986		2016		Mudança	
	(km <sup>2</sup> )	%	(km <sup>2</sup> )	%	(km <sup>2</sup> )	%
Formação Florestal	14351,29	27,19	14663,57	27,78	312,28	2,13
Mangue	93,06	0,18	134,79	0,26	41,73	30,96
Agricultura & Pastagem	34842,06	66,01	33577,94	63,62	-1264,13	-3,76
Infraestrutura Urbana	1560,54	2,96	2587,87	4,90	1027,33	39,70
Outros	1934,08	3,66	1816,87	3,44	-117,21	-6,45

**Tabela 4.** Transições entre as classes de cobertura e uso da terra entre os anos de 1986 e 2016 no estado do Rio de Janeiro

1986	2016		2016		2016		2016		2016	
	Formação Florestal	%	Mangue	%	Agricultura & Pastagem	%	Infraestrutura Urbana	%	Outros	%
Formação Florestal	12876,61	89,72	7,44	0,05	1757,03	12,24	6,13	0,04	16,36	0,11
Mangue	33,95	36,48	82,20	88,34	9,06	9,73	0,27	0,29	9,31	10,00
Agricultura & Pastagem	1351,49	3,88	2,08	0,01	31890,66	91,53	62,13	0,18	271,59	0,78
Infraestrutura Urbana	37,55	2,41	0,38	0,02	966,38	61,93	1486,28	95,24	97,28	6,23
Outros	51,69	2,67	0,95	0,05	5,75	0,30	5,75	0,30	1539,54	79,60



**Figura 14.** Diagrama de Sankey ilustrando as mudanças de cobertura e uso da terra no estado do Rio de Janeiro entre os anos de 1986 e 2016. As linhas mais espessas entre classes distintas representam as transições mais significativas: Agricultura & Pastagem → Formação Florestal e Formação Florestal → Agricultura & Pastagem

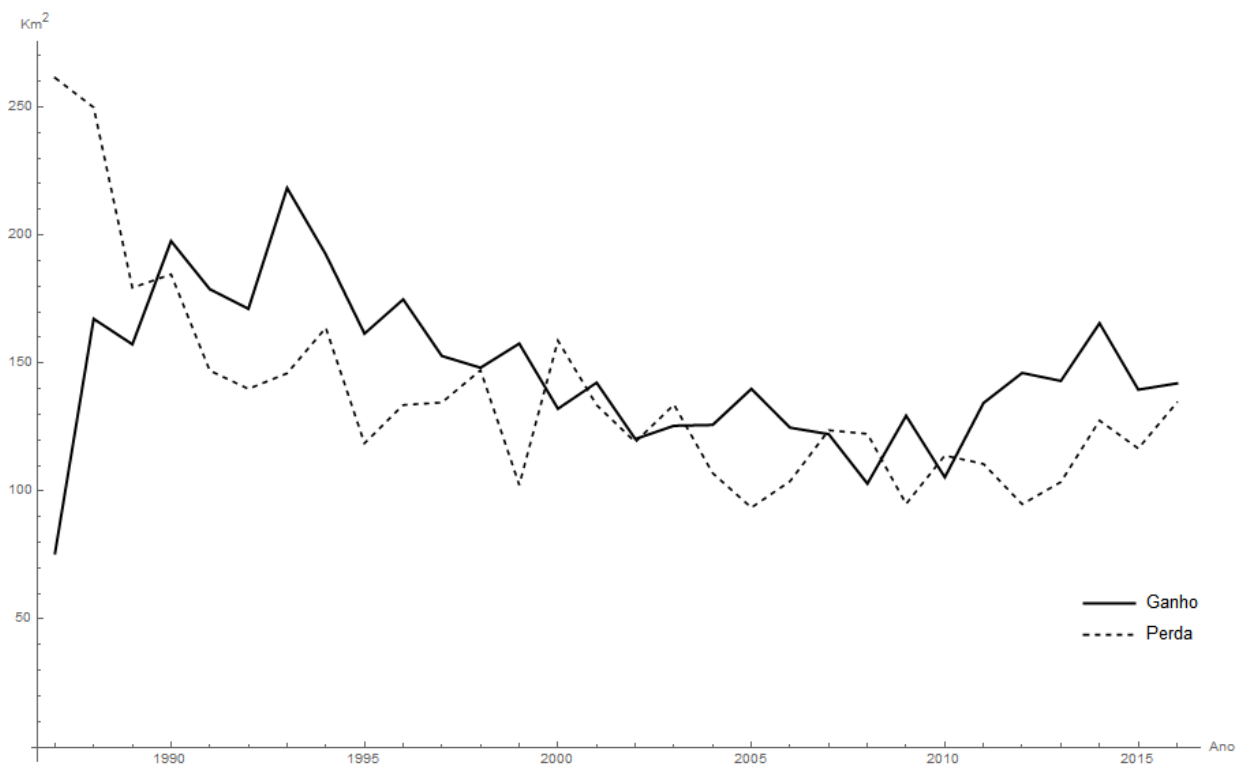
#### **4.2. Eventos de desflorestamento e regeneração florestal**

Através do acompanhamento anual dos eventos de perda e ganho de cobertura florestal foi possível acompanhar o comportamento das transições de desflorestamento e regeneração florestal. O resultado desta análise de mudança de cobertura florestal nos 30 anos entre 1986 e 2016 demonstra que o estado do Rio de Janeiro teve um ganho total de 312 km<sup>2</sup> de área florestada.

Analisando o comportamento da perda florestal constatamos que esta apresenta uma tendência de diminuição assintótica, apresentando uma menor variação relativa a partir do ano de 1995, ainda que seja observada uma oscilação ao longo da série temporal. O menor valor absoluto de perda florestal ocorreu no ano de 2005, enquanto o maior valor corresponde ao início do período de estudos.

O ganho florestal apresentou um comportamento inverso ao da perda florestal, no início da série temporal, com uma tendência de aumento, porém, não observamos uma tendência tão clara à estabilização, por conta das diversas oscilações apresentadas. Em uma análise por intervalos, o período de 1986 a 1993 apresenta uma tendência de crescimento, com diferença de ganho de 142 km<sup>2</sup>. De 1993 a 2002 o ganho decresce, com diferença de 98 km<sup>2</sup>. No período de 2002 a 2010 o ganho florestal se manteve estável se comparado com o resto do período de estudo. Já de 2010 a 2016 há aumento do ganho de cobertura florestal, com diferença de 36 km<sup>2</sup>.

Nesta série temporal, no início do período de estudo, no ano de 1986, a perda florestal (transição de desflorestamento) era superior ao ganho (regeneração florestal) por uma margem de 185 km<sup>2</sup> (Figura 15). A partir de 1987 iniciou um período em se observa um decréscimo na perda e um aumento no ganho florestal. O ano de 1990 é especialmente marcante, pois representa o momento em que ocorreu a inversão das curvas de perda e ganho florestal, quando pela primeira vez a regeneração florestal superou o desflorestamento, com diferença de 13 km<sup>2</sup> (Figura 15). No período entre 1990 e 1999 o ganho se manteve superior à perda florestal. A partir do ano 2000 observa-se muitas oscilações entre o desflorestamento e a regeneração florestal anual, ainda que o ganho supere a perda florestal na maior parte da série, exceto em 2000, 2003, 2007, 2008 e 2010 (Figura 15).



**Figura 15.** Ganho e perda de cobertura florestal (em km<sup>2</sup>) anual no estado do Rio de Janeiro, entre 1986 e 2016.

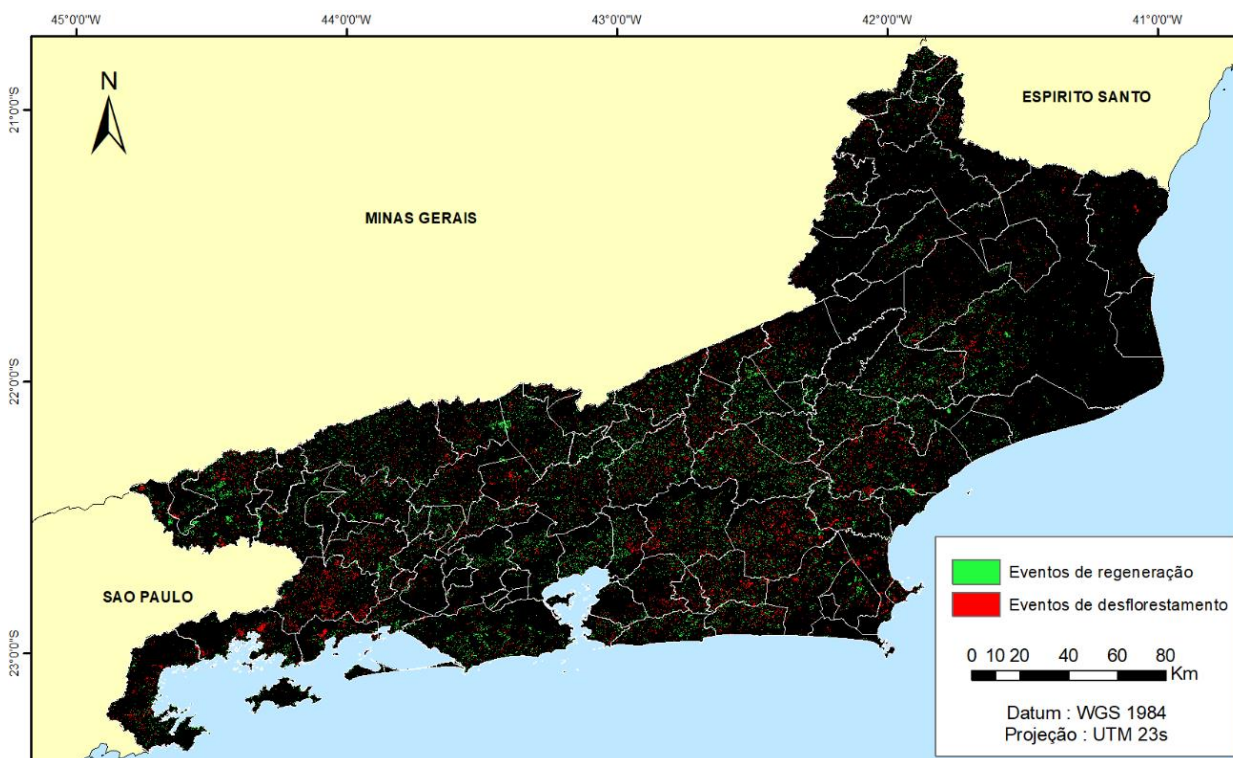
#### 4.3. Mudanças de cobertura florestal nos municípios fluminenses

A análise de mudança de cobertura florestal considerando os limites administrativos municipais do estado do Rio de Janeiro demonstrou que os eventos de perda (desflorestamento) e ganho (restauração) florestal não são distribuídos de forma homogênea (Figura 16).

Em termos de desflorestamento, o município de Rio Claro, localizado na porção sudoeste do estado, dentro da região do Médio Vale do Paraíba, emerge como destaque absoluto. Rio Claro apresentou a maior perda florestal, tanto em área (Tabela 5) quanto em porcentagem (Tabela 4), bem como o menor valor de mudança florestal de sinal negativo, ou seja, onde a perda excede o ganho florestal, tanto em área com em porcentagem (Tabelas 5 e 6).

Já em termos de regeneração florestal, os municípios apontados com os maiores valores de ganho florestal diferem se considerarmos os valores em área (Nova Friburgo) (Tabela 5) ou em porcentagem (Duas Barras) (Tabela 6). Do mesmo modo, os municípios que apresentaram o menor valor de mudança florestal de sinal positivo, ou seja, onde o ganho excede a perda florestal, diferiram se considerado o valor em área (Santa Maria Madalena) ou em porcentagem (Macuco) (Tabelas 5 e 6). Contudo, todos

estes quatro municípios estão localizados na porção centro-norte do estado, dentro da região Região Serrana.



**Figura 16.** Distribuição das transições de mudança de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro entre os anos de 1986 e 2016. As linhas em cinza claro representam os limites dos municípios.

**Tabela 5.** Municípios fluminenses com os valores extremos de perda, ganho e mudança de cobertura florestal entre 1986 e 2016, em área (km<sup>2</sup>). Mudança = cobertura florestal final em 2016 subtraída da inicial em 1986.

	<b>Município</b>	<b>km<sup>2</sup></b>
<b>Maior ganho</b>	Nova Friburgo	70.139
<b>Menor ganho</b>	São João de Meriti	0.001
<b>Maior perda</b>	Rio Claro	66.550
<b>Menor perda</b>	Nilópolis	0.011
<b>Maior mudança positiva</b>	Santa Maria Madalena	34.565
<b>Menor mudança negativa</b>	Rio Claro	-44.889

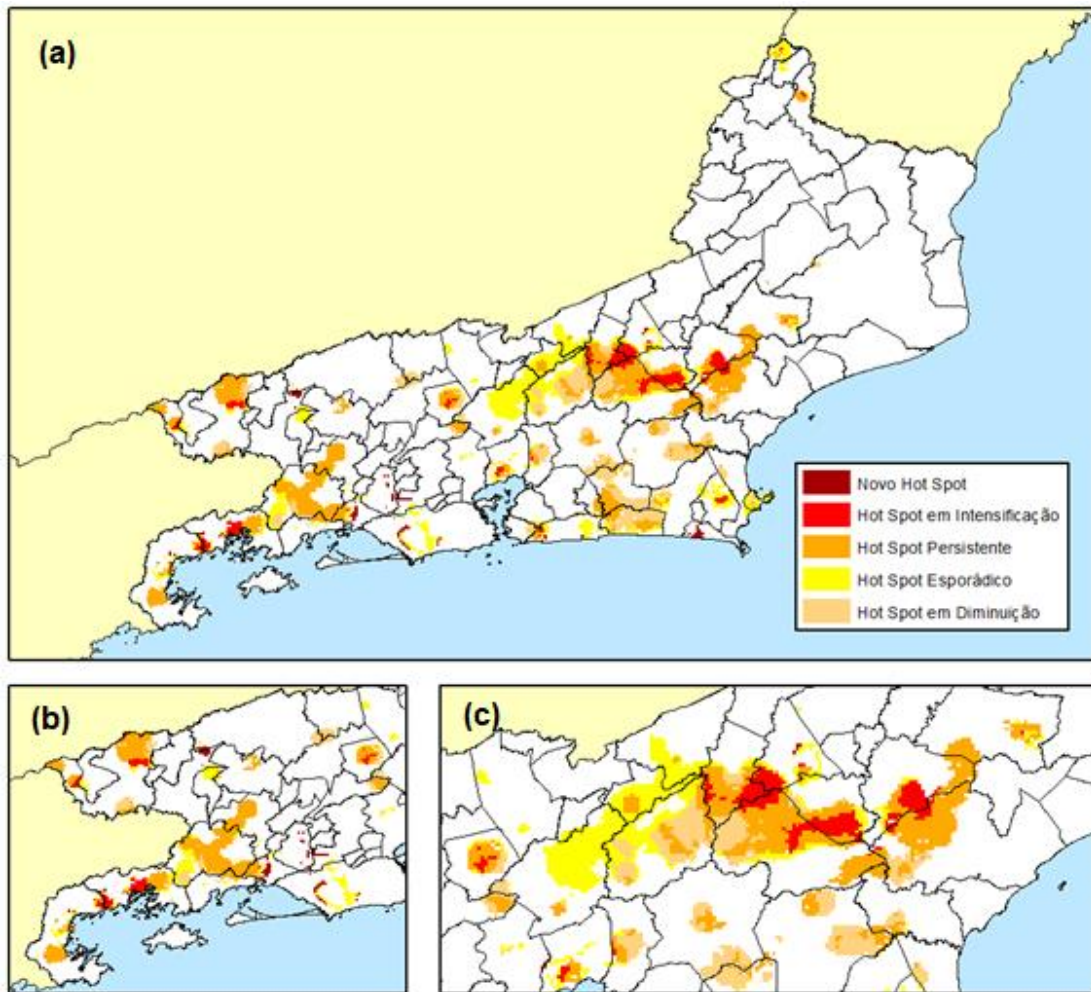
**Tabela 6.** Municípios fluminenses com os valores extremos de perda, ganho e mudança de cobertura florestal entre 1986 e 2016, em porcentagem (km<sup>2</sup>). Mudança = cobertura florestal final em 2016 subtraída da inicial em 1986.

	<b>Município</b>	<b>%</b>
<b>Maior ganho</b>	Duas Barras	9.017
<b>Menor ganho</b>	São João de Meriti	0.003
<b>Maior perda</b>	Rio Claro	7.954
<b>Menor perda</b>	Nilópolis	0.056
<b>Maior mudança positiva</b>	Macuco	7.116
<b>Menor mudança negativa</b>	Rio Claro	-5.365

#### **4.4. Identificação de agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal**

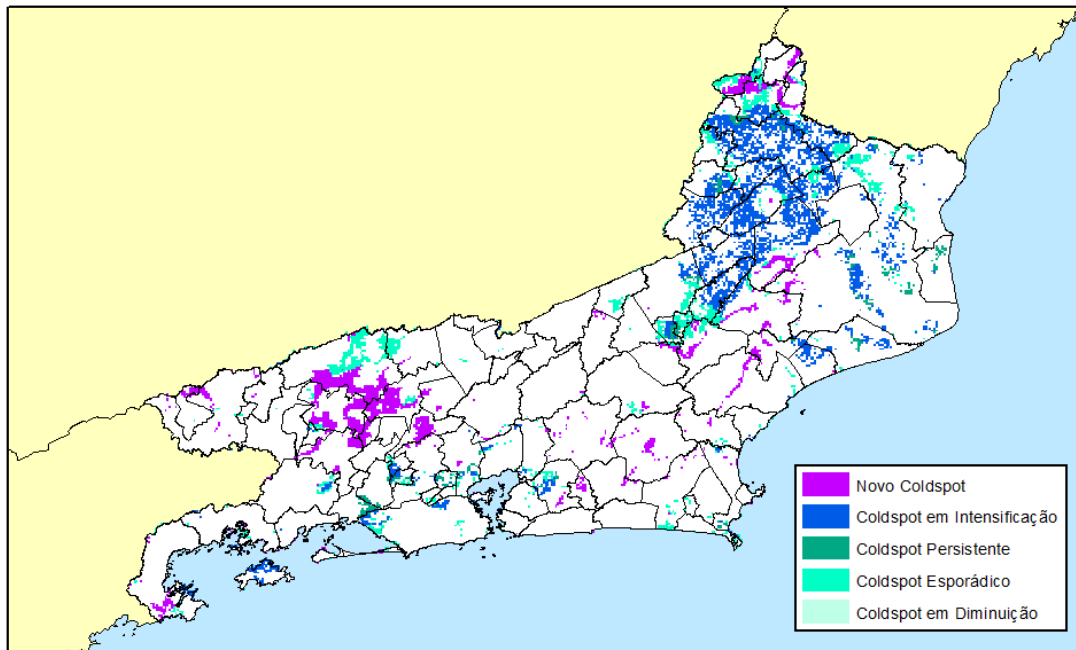
A análise da dinâmica espaço-temporal da mudança de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro nas últimas três décadas (1986 a 2016) e o mapeamento de seus agrupamentos indicou que a perda florestal, representando a transição de desflorestamento, ocorreu principalmente nas regiões Serrana, do Médio Paraíba e da Costa Verde (Figura 17). Os *hotspots* de desflorestamento ocorreram majoritariamente fora de grandes unidades de conservação. Na região da Costa Verde é expressiva a presença de *hotspots* de desflorestamento persistentes e em intensificação nas áreas urbanas de Paraty e Angra dos Reis. Em Itaguaí, além de *hotspots* persistentes é possível observar a presença de novos *hotspots* de desflorestamento. A região do Médio Paraíba possui grandes manchas de *hotspots* de desflorestamento persistentes nos municípios de Rio Claro, Piraí e Resende. Em Rio Claro, a área identificada pela análise como *hotspot* de desflorestamento ocupa mais da metade da área do município, sendo que essa mancha se estende até Piraí. Em Resende destaca-se a presença de *hotspots* persistentes e em intensificação. Na região Serrana os *hotspots* de desflorestamento se concentram na porção norte dos limites da Reserva Biológica do Tinguá, do Parque Nacional da Serra dos Órgãos e do Parque Estadual dos Três Picos. Esses *hotspots* se estendem a nordeste até o município de Santa Maria Madalena.





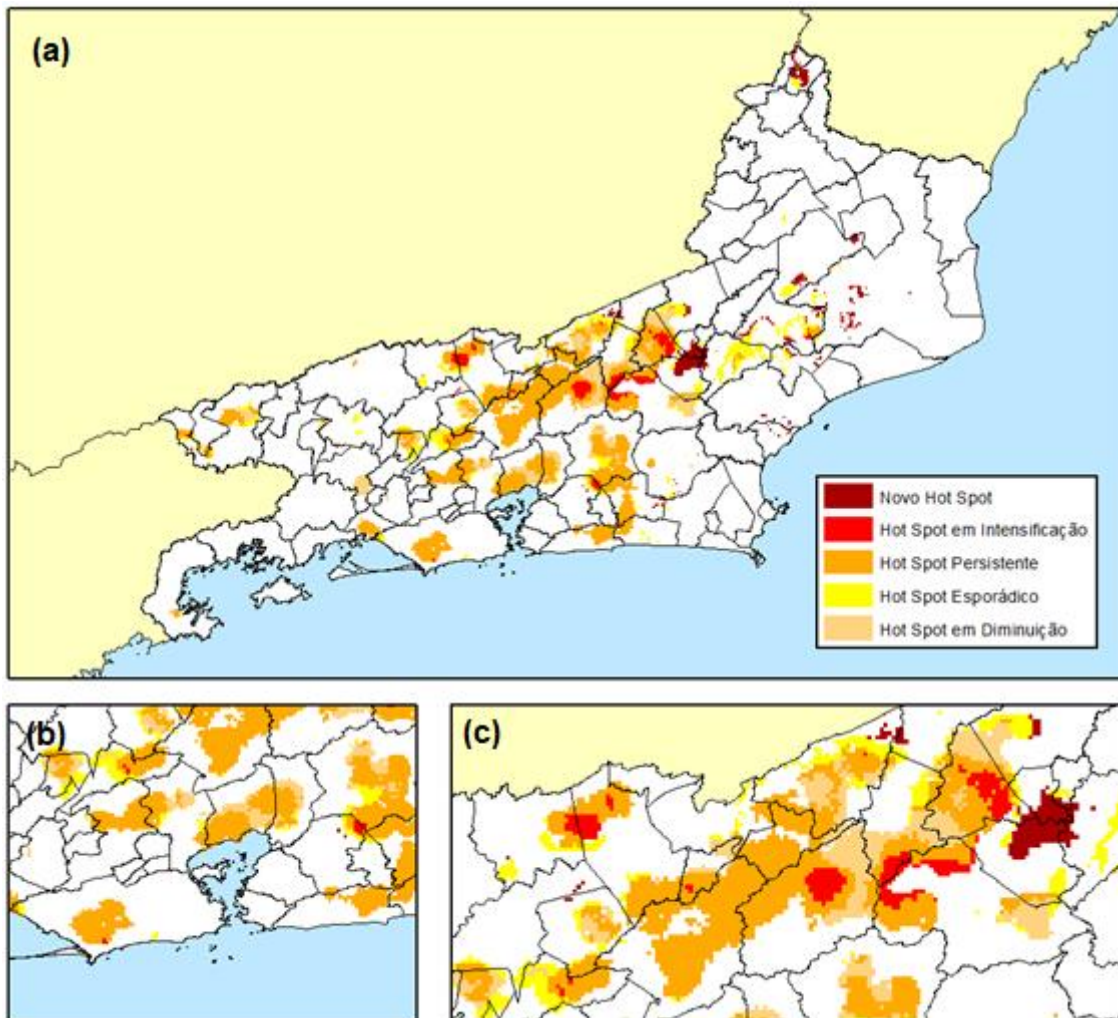
**Figure 17.** (a) Distribuição de *hotspots* baseados em eventos de desflorestamento no estado do Rio de Janeiro entre 1986 e 2016. (b) Destaque para a presença de *hotspots* persistentes, em intensificação e novos nas regiões do Médio Paraíba e da Costa Verde. (c) Destaque para a presença notável de todas as classes de *hotspots*, exceto novos, na região Serrana.

Os *coldspots* de desflorestamento, representados principalmente por *coldspots* em intensificação, localizam-se majoritariamente na porção noroeste fluminense (Figura 18). Além disso, é possível observar uma grande mancha de novos *coldspots* de desflorestamento na porção central da região do Médio Vale do Paraíba do Sul (Figura 18).



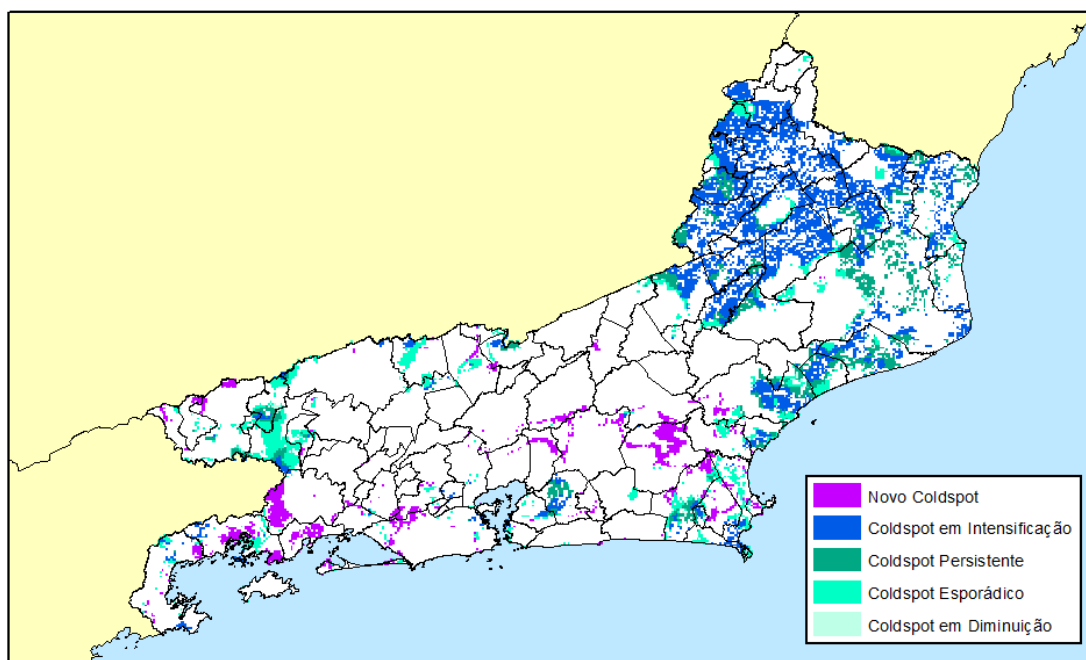
**Figura 18.** Distribuição de *coldspots* baseado em eventos de desflorestamento no estado do Rio de Janeiro entre 1986 e 2016.

A análise da dinâmica espaço-temporal da mudança de cobertura no estado do Rio de Janeiro nas últimas três décadas (1986 a 2016) indicou que o ganho de cobertura florestal, representando a transição de regeneração florestal, ocorreu majoritariamente nas regiões Serrana, Centro-sul fluminense e Metropolitana do Rio de Janeiro e suas vizinhanças (Figura 19). Similar ao que foi observado para os *hotspots* de desflorestamento, os *hotspots* de regeneração florestal ocorreram principalmente fora de grandes unidades de conservação, como o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e a Estação Ecológica da Guanabara, posto que são áreas já densamente florestadas. Em seus arredores, entretanto, verificamos a presença de *hotspots* de regeneração florestal. Na região metropolitana é possível notar presença considerável de classes de *hotspots* de regeneração florestal no Parque Estadual da Pedra Branca e em seus arredores, a sul dos limites da reserva biológica do Tinguá, do Parque Nacional da Serra dos Órgãos e do Parque Estadual dos Três Picos, se estendendo até próximo do litoral sul pelos municípios de Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Saquarema e Maricá. Nas regiões Serrana e Centro-sul fluminense os *hotspots* de ganho florestal se concentram a norte dos limites dos parques supracitados, se estendendo para o norte até a fronteira com o estado de Minas Gerais.



**Figura 19.** (a) Distribuição de hotspots baseados em eventos de regeneração florestal no estado do Rio de Janeiro entre 1986 e 2016. (b) Destaque para a prevalência de hotspots persistentes na região Metropolitana. (c) Destaque para a prevalência de hotspots persistentes de ganho na região Serrana, além de presença expressiva de hotspots em intensificação e novos hotspots.

Os *coldspots* de regeneração florestal, representados sobretudo por *coldspots* em intensificação, estão massivamente concentrados nas regiões Norte e Nordeste fluminenses, (Figura 20). Também é possível observar a presença considerável de *coldspots* nas regiões da Baixada Litorânea e da Costa Verde e na porção noroeste da região do Médio Paraíba. Também podemos observar uma mancha de novos *coldspots* na fronteira entre a Costa Verde e o Médio Paraíba.



**Figura 20.** Distribuição de *coldspots* baseado em eventos de regeneração florestal no estado do Rio de Janeiro entre 1986 e 2016.

#### 4.5. Análise dos fatores associados à ocorrência dos agrupamentos emergentes de desflorestamento e regeneração florestal

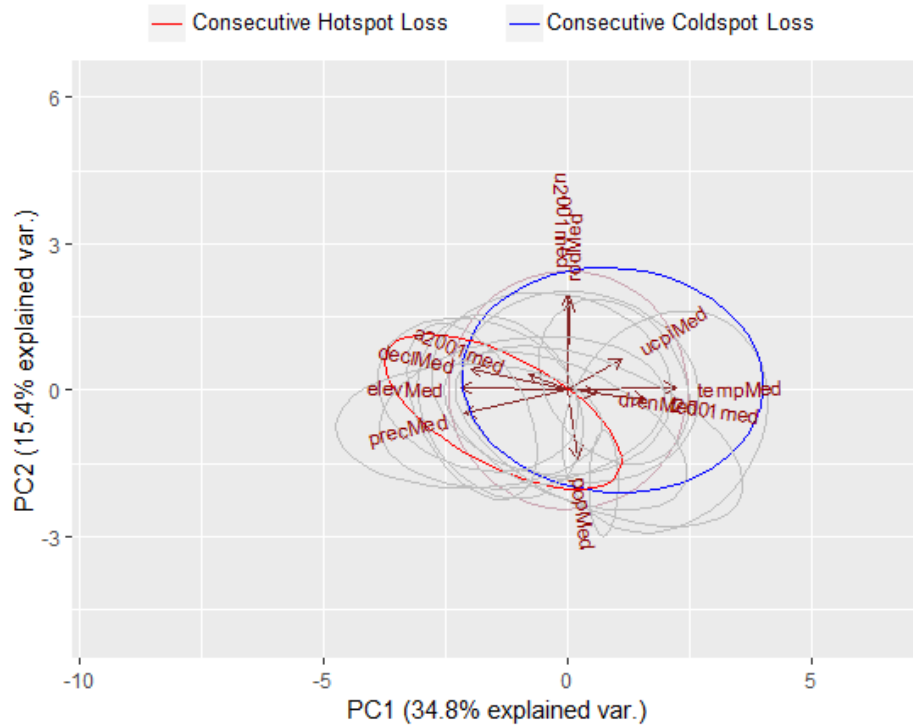
A Análise de Componentes Principais (PCA) realizada revelou que algumas classes de *hotspots* e *coldspots* de desflorestamento e regeneração florestal identificados na etapa anterior estão estruturados em função de variáveis ambientais. Para otimizar a visualização dos resultados, as classes de agrupamentos foram apresentadas em pares (*hotspots/coldspots*). É possível observar a existência de dois eixos ambientais estruturadores, que juntos compreenderam metade da variação existente nos dados (Tabela 7). O primeiro eixo (PC 1) é negativamente associado às variáveis “declividade”, “elevação” e “precipitação”, e positivamente associado à “temperatura”, representando um gradiente topográfico e climático entre as áreas de baixada e as áreas de montanha. O segundo eixo (PC 2) é positivamente relacionado às variáveis “distância de rodovias” e “distância de infraestrutura urbana”, e negativamente relacionado à variável “população”, representando um gradiente de urbanização (Tabela 7). Um terceiro eixo (PC 3) apresentou relação positiva com “distância de agricultura e pecuária” e “distância de áreas de drenagem”, e relação negativa com “distância de unidades de conservação de proteção integral”, representando um gradiente de cobertura florestal. Por explicar apenas 11,2% da variação dos dados (Tabela 7), os resultados deste eixo não foram interpretados.

Alguns agrupamentos, simbolizados pelas elipses, não apresentam características bem definidas. Nos agrupamentos de perda florestal (desflorestamento), as classes com características melhor definidas são: *hotspot* consecutivo, *coldspot* em diminuição, *hotspot* e *coldspot* em intensificação, novo *coldspot*, *hotspot* e *coldspot* persistente e *hotspot* esporádico (Figuras 21 a 27). Nos agrupamentos de ganho florestal (regeneração florestal), as classes que apresentam características melhor definidas são: *hotspot* e *coldspot* em diminuição, *hotspot* e *coldspot* em intensificação, novo *hotspot*, *hotspot* e *coldspot* persistentes e *hotspot* esporádico (Figuras 28 a 34). Todas as classes de *hotspots* com características mais claras se agrupam à esquerda do gráfico, o que sugere que essas classes apresentam maiores valores de declividade, elevação, precipitação e estão mais distantes de áreas de agricultura e pastagem. Por outro lado, todas as classes de *coldspot*, com exceção de novo *coldspot* de perda, agrupam-se à direita do gráfico, sugerindo que essas classes apresentam temperaturas mais elevadas e estejam mais distantes de áreas de drenagem, de áreas florestadas e de unidades de conservação de proteção integral.

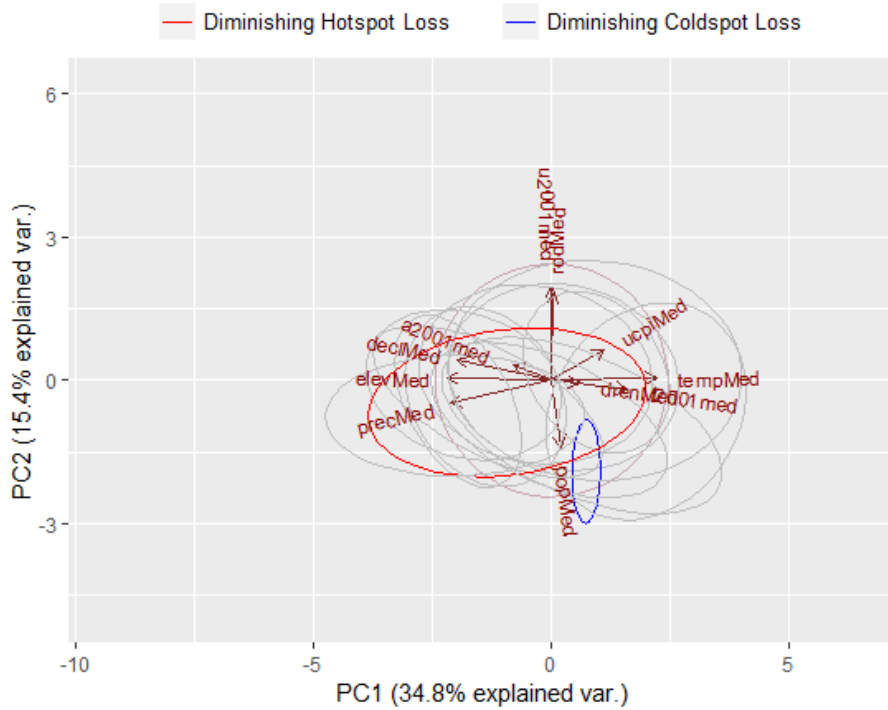
Resumidamente, a PCA nos mostra que áreas serranas tendem a apresentar *hotspots* de perda e ganho florestal, ao passo que áreas de baixadas tendem a apresentar *coldspots* de perda e ganho florestal.

**Tabela 7.** Análise de Componente Principais (PCA) de variáveis ambientais associadas com a ocorrência dos agrupamentos emergentes de perda (desflorestamento) e ganho (regeneração) florestal e sua correlação com as componentes (eixos) significantes.

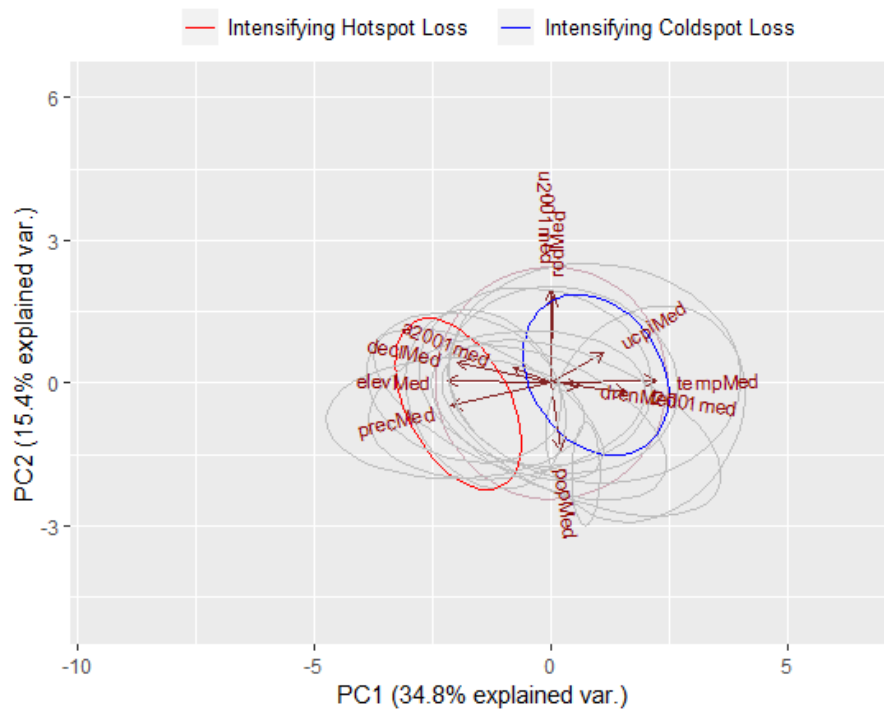
Variáveis	PC 1	PC 2	PC 3
Declividade	<b>-0.4134</b>	0.1343	-0.1566
População	0.0438	-0.4431	-0.1420
Distância de áreas de drenagem	0.1263	-0.0223	<b>0.5816</b>
Elevação	<b>-0.4606</b>	0.0124	-0.0638
Distância de rodovias	0.0059	<b>0.5756</b>	0.1581
Precipitação	<b>-0.4421</b>	-0.1549	0.0375
Temperatura	<b>0.4604</b>	0.0126	0.0284
Distância de UCs de Proteção integral	0.2276	0.2044	<b>-0.4611</b>
Distância de áreas de floresta	0.3326	-0.0619	0.1363
Distância de agricultura e pecuária	-0.1707	0.1005	<b>0.5845</b>
Distância de infraestrutura urbana	-0.0049	<b>0.6113</b>	-0.1141
<i>% da variância explicada</i>	34.8%	15.4%	11.2%
<i>% cumulativa</i>	34.8%	50.2%	61.4%



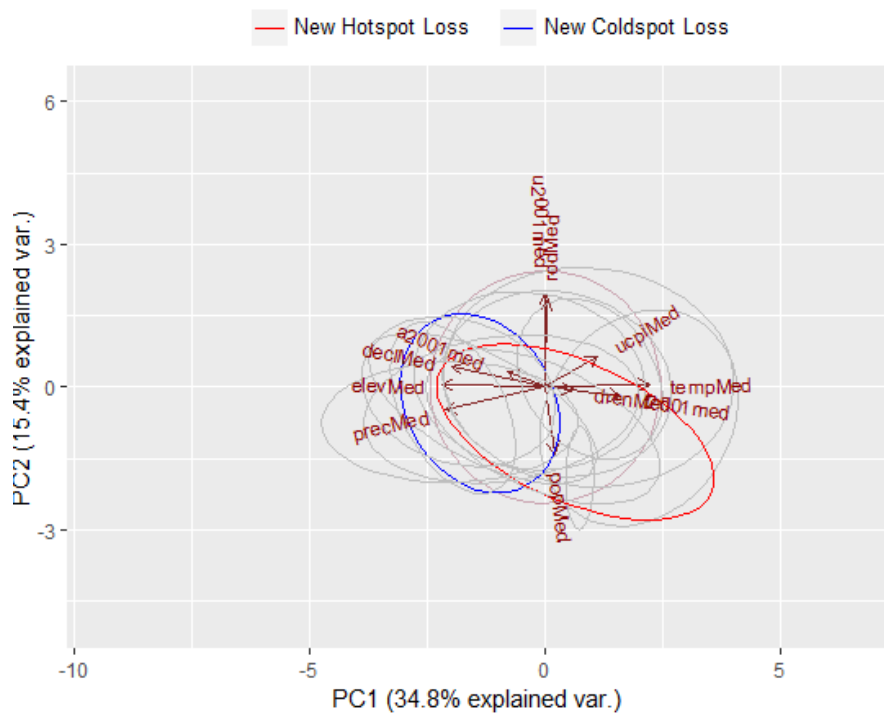
**Figura 21.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de perda florestal (desflorestamento) para as classes de *hotspot/coldspot* consecutivos.



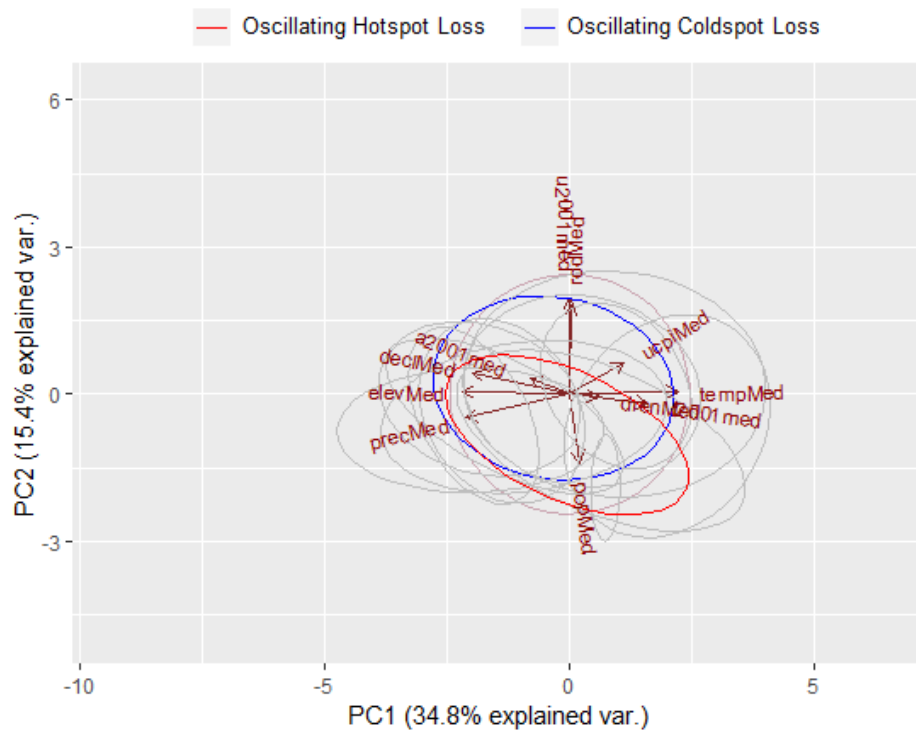
**Figura 22.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de perda florestal (desflorestamento) para as classes de *hotspot/coldspot* em diminuição.



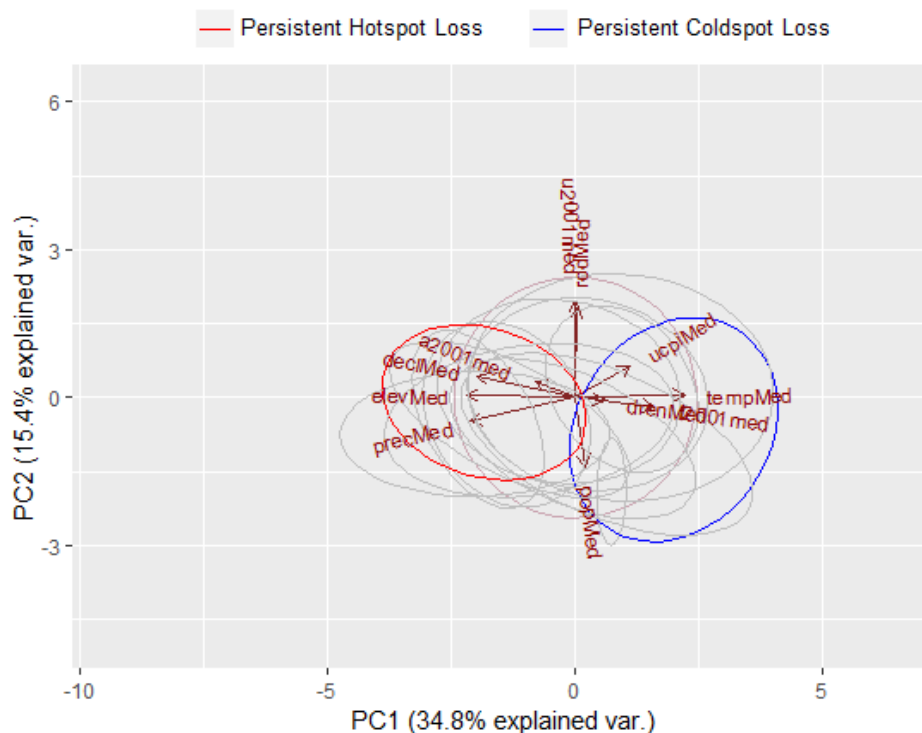
**Figura 23.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de perda florestal (desflorestamento) para as classes de *hotspot/coldspot* em intensificação.



**Figura 24.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de perda florestal (desflorestamento) para as classes de *hotspot/coldspot* novos.

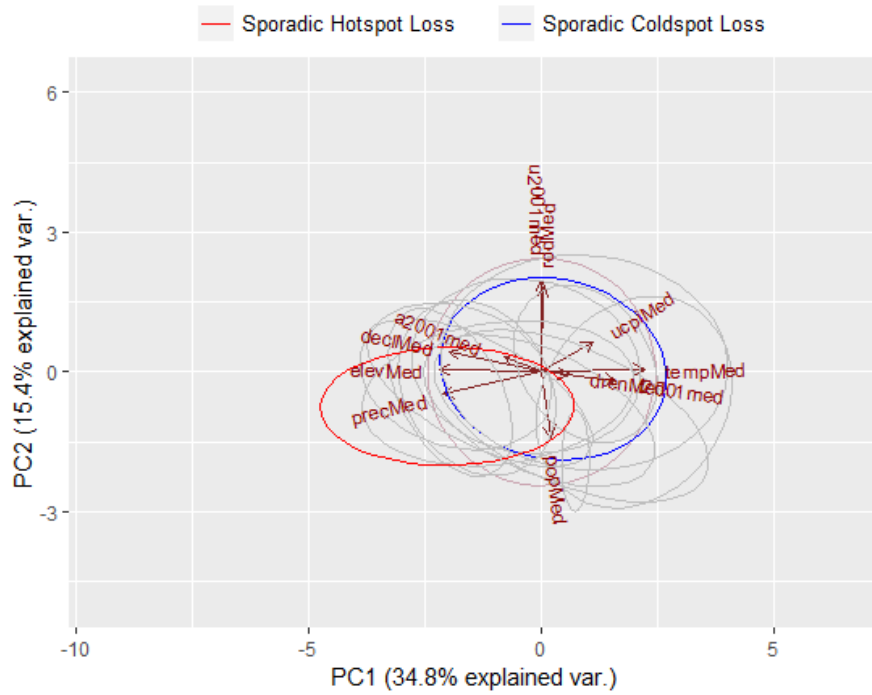


**Figura 25.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de perda florestal (desflorestamento) para as classes de *hotspot/coldspot* em oscilação.

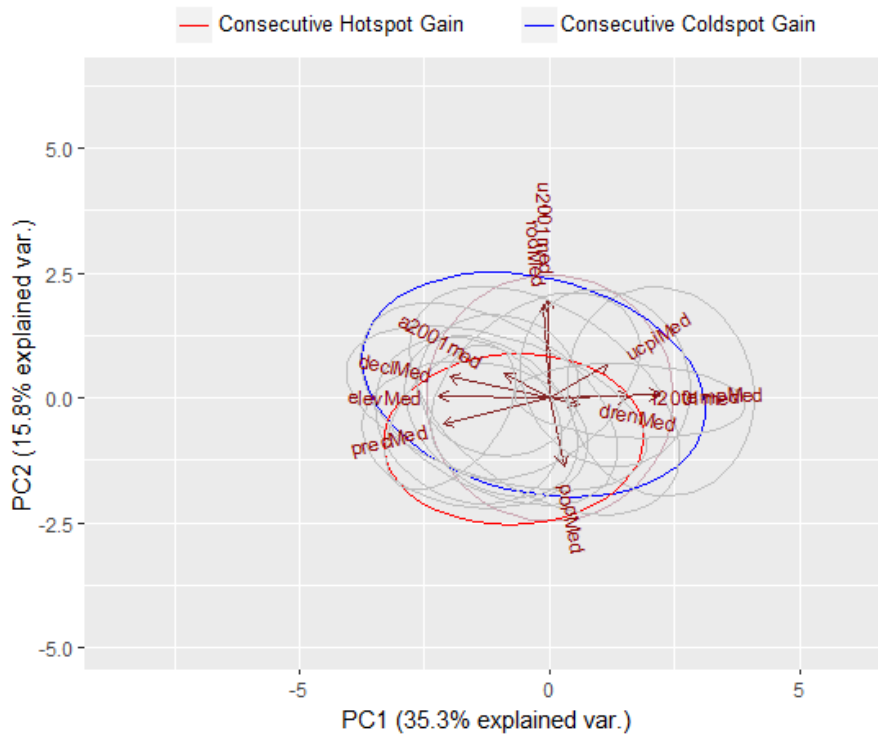


**Figura 26.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de perda florestal (desflorestamento) para as classes de *hotspot/coldspot* persistentes.

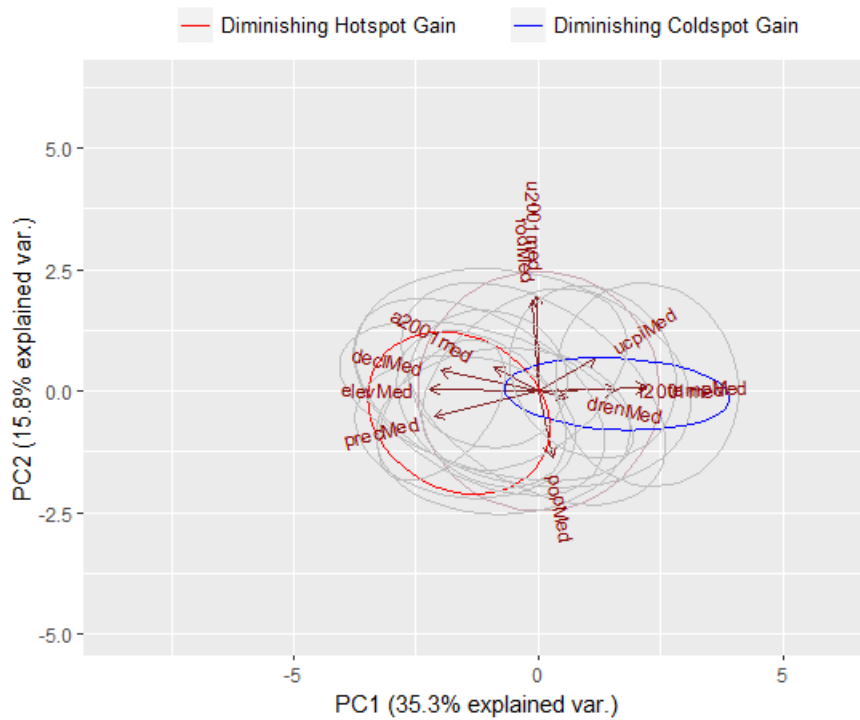




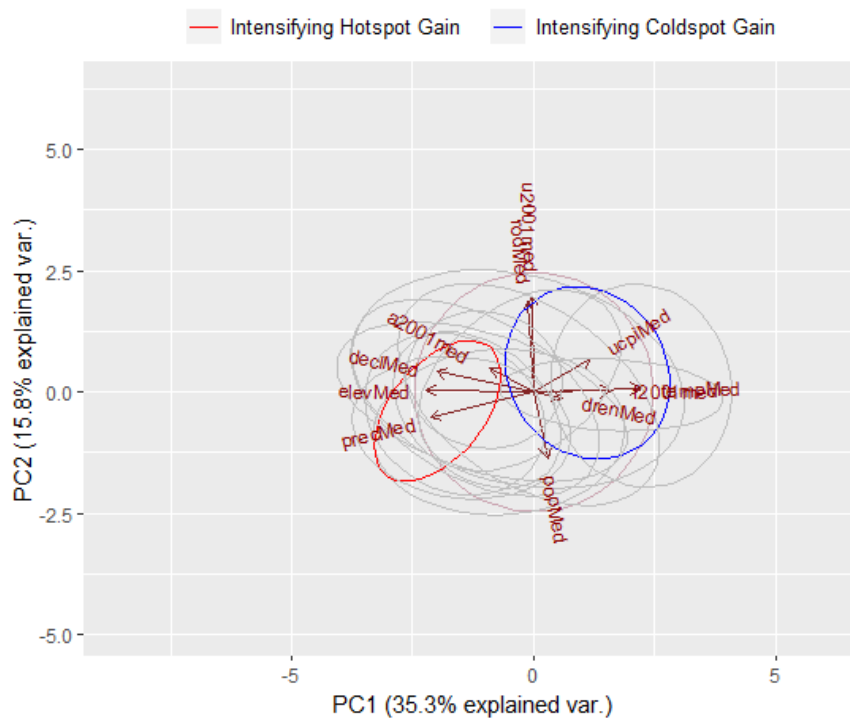
**Figura 27.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de perda florestal (desflorestamento) para as classes de *hotspot/coldspot* esporádicos.



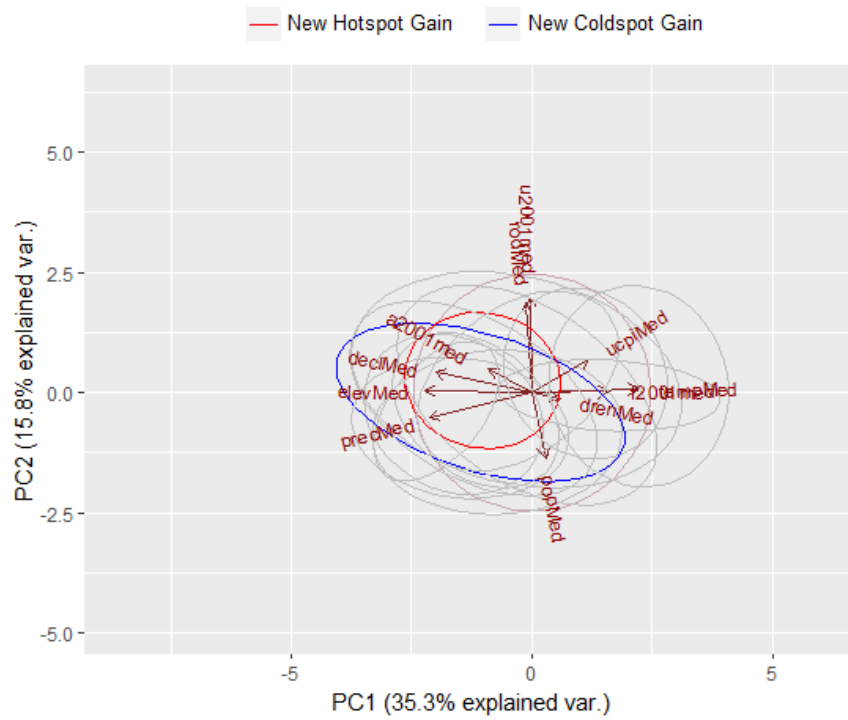
**Figura 28.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de ganho florestal (regeneração) para as classes de *hotspot/coldspot* consecutivos.



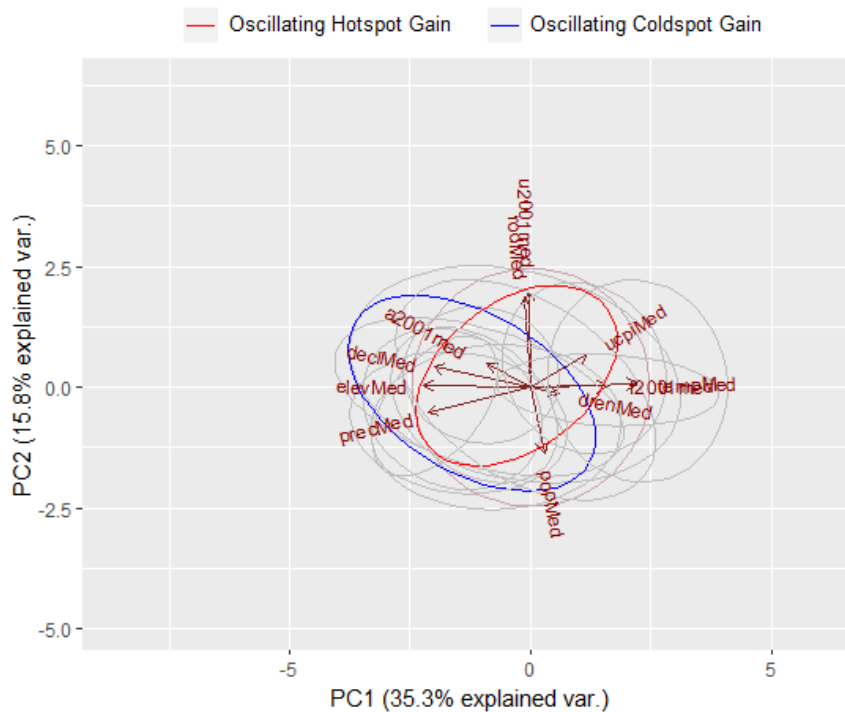
**Figura 29.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de ganho florestal (regeneração) para as classes de *hotspot/coldspot* em diminuição.



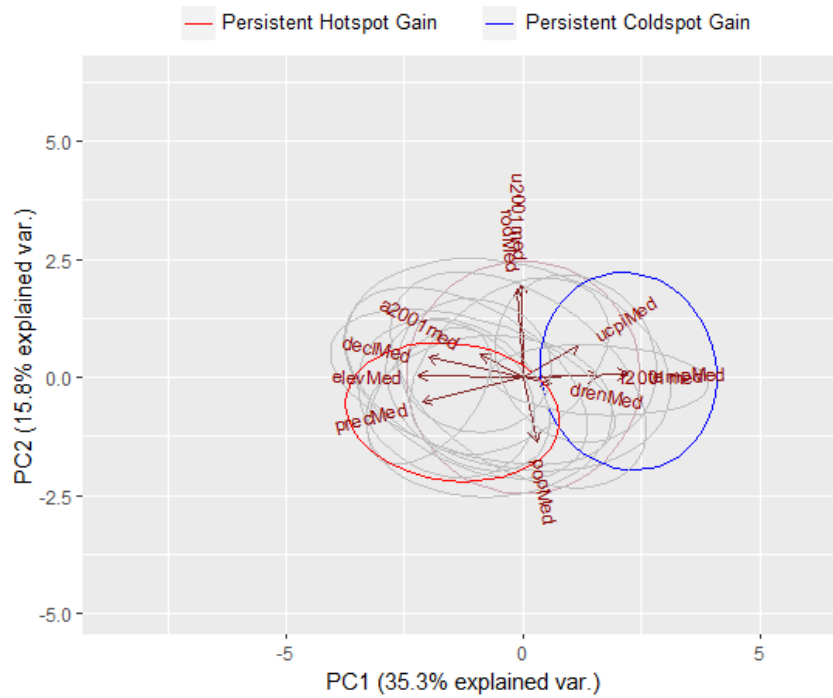
**Figura 30.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de ganho florestal (regeneração) para as classes de *hotspot/coldspot* em intensificação



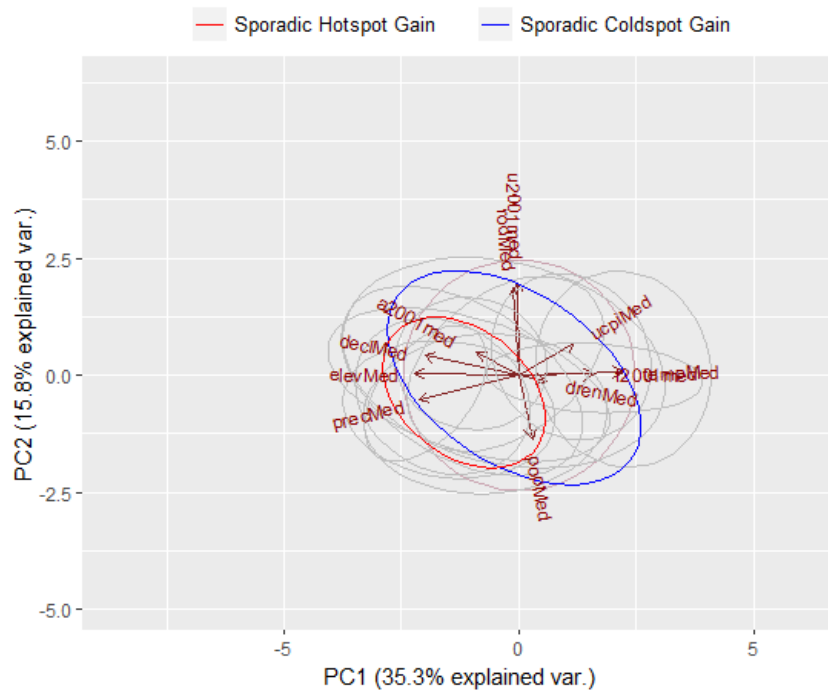
**Figura 31.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de ganho florestal (regeneração) para as classes de *hotspot/coldspot* novos.



**Figura 32.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de ganho florestal (regeneração) para as classes de *hotspot/coldspot* em oscilação.



**Figura 33.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de *ganho* florestal (*regeneração*) para as classes de *hotspot/coldspot* persistentes.



**Figura 34.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos agrupamentos espaciais de *ganho* florestal (*regeneração*) para as classes de *hotspot/coldspot* esporádicos.

## 5. DISCUSSÃO

Os dados e as abordagens de análise desenvolvidos nesse trabalho permitiram avaliar a dinâmica espaço-temporal da mudança de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro ao longo de trinta anos, decorridos entre 1986 e 2016. Foi possível observar que a classe de cobertura de formação florestal, que representa florestas naturais, teve um incremento de mais de 300 km<sup>2</sup> ao longo do período estudado, equivalente a um ganho de cerca de 2% (tabela 3). Esse ganho se deu quase inteiramente pela conversão de áreas de agricultura e pastagem em áreas de formação florestal (tabela 4 e figura 14), dinâmica comum em regiões tropicais, onde a restauração passiva se dá graças ao abandono de áreas rurais (Molin *et al.*, 2017; Strassburg *et al.*, 2016).

Através da análise da série temporal identificamos três períodos distintos em termos de perda e ganho de cobertura florestal (figura 15). No primeiro (1986 a 1990) o desflorestamento é bem superior à regeneração florestal, com tendência nítida de queda para a primeira transição e de aumento para a segunda. No segundo período (1990 a 1999) a regeneração florestal é sempre um pouco superior ao desflorestamento, mas as duas transições se aproximam e as tendências não são mais inversas. No terceiro período (2000 a 2016) a trajetória das duas transições apresenta-se mais oscilante, com alternância de posições, porém com a regeneração florestal excedendo o desflorestamento na maioria dos anos. Estes resultados alinham-se ao observado em estudos prévios para o sudeste da Mata Atlântica, como na Bacia Guapi-Macacu no Rio de Janeiro, descrevendo o período pré-1996 como de extensiva perda e fragmentação florestal e pós-1996 como um período de menor dinâmica, com poucas mudanças expressivas na cobertura florestal (Costa *et al.*, 2017).

A mudança de cobertura agropecuária para florestal que observamos no Rio de Janeiro, que em boa parte consistiu de eventos de regeneração florestal em áreas de cultivo e pastagem abandonadas, parece ser reflexo de um processo de êxodo rural. O estado do Rio de Janeiro passou por um forte fenômeno de êxodo rural entre 1980 e 1991 (IBGE, 1980, 1991), o qual decresceu nas décadas seguintes (IBGE, 2000, 2010), apesar de ainda se manter expressivo. No Brasil a concentração de produção é um dos principais responsáveis pelo fenômeno do êxodo rural (Alves *et al.*, 2011). Estes autores apontam que, até 2010, apenas 9,7% dos estabelecimentos de produção rural contribuíam com 86,4% do valor bruto da produção, enquanto 70,7% contribuíam com somente 3,4% do valor bruto da produção, sendo isso atribuído à modernização da agricultura (Alves *et al.*, 2011).

Em conjunto, nossos resultados apontam que nas últimas três décadas o desflorestamento vem diminuindo em relação à regeneração florestal no estado do Rio

de Janeiro, o que poderia indicar uma fase inicial do processo de "transição florestal" nas paisagens da região, em linha com o hipotetizado em estudos anteriores na região sudeste da Mata Atlântica (Rudel *et al.* 2002, Lira *et al.* 2012, Rezende *et al.* 2015, Silva *et al.* 2017, Costa *et al.* 2017).

O mapeamento dos agrupamentos espaço-temporais emergentes de perda e ganho florestal revelou que existe uma grande similaridade entre as duas transições, tanto na localização geográfica das classes de agrupamentos, quanto na associação destas classes com variáveis ambientais. Nitidamente, a ocorrência de classes de *hotspots* de desflorestamento e regeneração florestal foi mais expressiva em regiões de elevada altitude (figuras 17 e 19).

Diferente de outros estudos, que sugerem uma maior relação de fatores biofísicos com eventos de regeneração e de fatores antropogênicos com eventos de desflorestamento (Meiyappan, *et al.*, 2017; Molin, *et al.*, 2017), os resultados aqui apresentados indicam que, na nossa área de estudo, os fatores biofísicos estão melhor relacionados a ambos os eventos.

O arranjo das variáveis nos gráficos gerados pela PCA indica que áreas mais distantes de matrizes agropecuárias, com maiores valores de declividade, elevação e precipitação tendem a ser *hotspots* de ganho e perda florestal. Ao mesmo tempo, indica que áreas mais distantes das UCs de Proteção Integral, da rede de drenagem, das áreas florestadas e que apresentam maiores temperaturas tendem a ser *coldspots* de ganho e de perda florestal. A proximidade de matrizes agropecuárias tem grande associação tanto com eventos de desflorestamento quanto de regeneração. Nossos resultados sugerem que os locais mais distantes dessas matrizes tendem tanto à perda quanto ao ganho florestal. Na região de estudo é possível observar áreas com matrizes agropecuárias extensas e com pouca cobertura florestal ao longo do período estudado (figuras 4 e 5), bem como maior presença de fragmentos florestais em áreas mais remotas. A perda florestal em locais distantes de matrizes agropecuárias pode ser explicada pela maior disponibilidade nestas áreas de cobertura florestal passível de ser convertida, como já apontado por estudos anteriores (Nagendra *et al.*, 2003; Lima, 2012). Por outro lado, o ganho florestal nessas áreas pode ser explicado pela maior capacidade de regeneração em locais próximos a áreas florestadas, que podem servir de fonte, como já destacado por outros estudos (Thomlinson *et al.*, 1996; Chazdon, 2003; Ferraz *et al.*, 2014; Molin *et al.*, 2017).

Adicionalmente, a baixa acessibilidade de fragmentos florestais pode estar relacionada a elevados valores de altitude e declividade. Nossos resultados sugerem que locais mais altos e declivosos são mais propícios a essa dinâmica de perda e ganho. A baixa acessibilidade inibe a ocupação e as atividades agrícolas, diminuindo a pressão

sobre esses locais (Rezende *et al.*, 2015; Molin *et al.*, 2017). Por outro lado, locais mais elevados e declivosos provêm maior disponibilidade de fragmentos florestais por serem remotos, incentivando ações de desflorestamento (Nagendra *et al.*, 2003; Lima, 2012). O Instituto Estadual do Ambiente (INEA) constatou, em 2014, que as classes de relevo menos declivosas (planícies, colinas e morros) possuem cobertura florestal natural significativamente reduzida em comparação às serras no estado do Rio de Janeiro.

Cabe lembrar que uma mesma variável espacial pode refletir processos ambientais e sociais concomitantemente. Variáveis relacionadas ao relevo, como a declividade, por exemplo, são constantemente apontadas como um importante fator condicionante da regeneração (Teixeira *et al.*, 2009; Rezende *et al.*, 2015; Molin *et al.*, 2017). Este padrão pode ser reflexo do padrão de ocupação humana, que prioriza áreas de menor declividade em detrimento de áreas mais declivosas, que são mais comumente abandonadas, favorecendo a ocorrência de cobertura florestal nestes locais (Silva *et al.*, 2007).

Podemos destacar o surgimento de uma extensa mancha de novo *hotspot* de ganho florestal na divisa entre os municípios de Bom Jardim, Trajano de Moraes e Cordeiro. Por ser classificado como novo *hotspot*, podemos afirmar que a regeneração nesse local se tornou estatisticamente significativa após o ano de 2013. Nesse local está situada a bacia do Rio Grande. O Rio Grande foi objeto de Avaliação Ambiental Integrada (AAI) em 2012 por conta da grande quantidade de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) instaladas nele. A partir da AAI o Instituto Estadual do Ambiente (Inea) enumerou medidas de recuperação florestal a serem adotadas pelas PCHs, além de monitoramento da ictiofauna (Inea, 2014). No município de Rio Claro, na porção sul da região do Médio Paraíba foi detectada uma grande presença de *hotspots* de perda florestal. Essa tendência de desflorestamento foi relatada também pelo Tribunal de Contas do Estado do Rio de Janeiro (TCE, 2004).

*Coldspots*, por sua vez, ocorrem majoritariamente em regiões mais próximas ao nível do mar, sugerindo que as dinâmicas de regeneração e desflorestamento são menos acentuadas nesses locais (figuras 18 e 20). As variáveis relacionadas a *coldspots* são típicas das regiões de baixadas do Rio de Janeiro. São áreas com maiores temperaturas e menor cobertura florestal em comparação com a porção mais elevada do estado. Considerando que a dinâmica de mudança é mais expressiva em áreas de maior elevação e, conseqüentemente, de menores temperaturas, é compreensível que áreas com maiores temperaturas não se enquadrem na categoria de *hotspot*. Da mesma maneira, áreas distantes de formações florestais podem se enquadrar na categoria *coldspot* pelo simples fato destes locais possuírem menos cobertura florestal para ser convertida ou para servir de fonte para regeneração.

É importante ressaltar que nossos resultados indicam que a região Serrana se destaca como a porção sujeita à maior dinâmica de mudança de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro, tanto para transições de desflorestamento como de regeneração florestal, devendo, portanto, receber atenção especial em ações de monitoramento, conservação e manejo.

Em suma, este estudo permitiu reconstruir a história da cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro, uma região localizada no centro de um *hotspot* global de biodiversidade, apresentando dados que contribuem para compreender a existência das transições florestais em biomas florestais. Nossos resultados suportam a hipótese de que uma "transição florestal" está ocorrendo em paisagens da Mata Atlântica, embora ainda em uma fase inicial.



## 6. CONCLUSÃO

O presente estudo permitiu reconstruir a história da cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro, uma região localizada no centro de um *hotspot* global de biodiversidade, apresentando dados que contribuem para compreender a existência das transições florestais em biomas florestais. Nossos resultados suportam a hipótese de que uma "transição florestal" está ocorrendo em paisagens da Mata Atlântica, embora ainda em uma fase inicial.

O estado do Rio de Janeiro teve um ganho total de 312 km<sup>2</sup> de área florestada. A maior parte dessa conversão foi feita a partir de áreas de agricultura e pastagem devido a um intenso processo de êxodo rural na década de 80 que persistiu, mesmo que em menor intensidade, durante o período de estudo.

Nossos resultados indicam que a região Serrana se destaca como a porção sujeita a maior dinâmica de mudança de cobertura florestal no estado do Rio de Janeiro, tanto para transições de desflorestamento como de regeneração florestal, devendo, portanto, receber atenção especial em ações de monitoramento, conservação e manejo.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdi, H. & Williams, L. J. 2010. Principal component analysis. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 2(4), 433-459.
- Alves, E. D. A., Souza, G. D. S., & Marra, R. 2011. Êxodo e sua contribuição à urbanização de 1950 a 2010. *Revista de Política Agrícola*, 20(2), 80-88.
- Baptista, S. R. & Rudel, T. K. 2006. A re-emerging Atlantic forest - Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil, *Environmental Conservation*, 33(3), 195–202.
- Bergallo, H. G., Fidalgo, E. C. C., Rocha, C. F. D., Uzêda, M. C., Costa, M. B., Alves, M. A., Van Sluys, M., Santos, M. A., Costa, T. C. C. & Cozzolino, A. C. R. 2009. *Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro*. Instituto Biomas, Rio de Janeiro, 344p.
- Bhattarai, K., Conway, D., & Yousef, M. 2009. Determinants of deforestation in Nepal's central development region. *Journal of Environmental Management*, 91(2), 471-488.
- Bouchardet, D. A., Porsse, A. A. & Timofeiczuk Júnior, R. 2016. Evidências sobre o Impacto do Fundo Amazônia no Desmatamento da Amazônia Legal Brasileira. *Anais do XLIV Encontro Nacional de Economia [Proceedings of the 44th Brazilian Economics Meeting]* 180, ANPEC - Associação Nacional dos Centros de Pós-Graduação em Economia [Brazilian Association of Graduate Programs in Economics]. Foz do Iguaçu, Brasil.
- Buainain, A. M., Alves, E., Silveira, J. M. & Navarroeds, Z. 2014. *O Mundo rural no Brasil do século 21*. Brasília, Brasil: EMBRAPA.
- Caldas, M. M., Goodin, D., Sherwood, S., Krauer, J. M. C. & Wisely, S. M. 2013. Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000-2011. *Journal of Land Use Science*, 10(1), 1-18
- Chang, Y., Hou, K., Li, X., Zhang, Y., Chen, P. 2018. Review of Land Use and Land Cover Change research progress. *Earth and Environmental Science*, 113, 012087.
- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1-2), 51-71.
- Cheung, K. C., Liebsch, D., & Marques, M. C. M. 2010. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. *Natureza & Conservação*, 8(1), 66-70.
- Costa, R. L., Prevedello, J. A., de Souza, B. G., & Cabral, D. C. 2017. Forest transitions in tropical landscapes: A test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Applied Geography*, 82, 93-100.

- Dos Santos, P. R. D. O., Valcarcel, R., Rodrigues, P. J. F. P., & Braga, J. M. A. 2019. Restauração passiva em pastagens abandonadas a partir de núcleos de vegetação na Mata Atlântica, Brasil. *Ciência Florestal*, 29(3), 1307-1323.
- Du, X., Jin, X., Yang, X., Yang, X., & Zhou, Y. 2014. Spatial pattern of land use change and its driving force in Jiangsu Province. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(3), 3215-3232.
- Eisenlohr, P. V., Alves, L. F., Bernacci, L. C., Padgurschi, M. C., Torres, R. B., Prata, E. M., Santos, F. A. M., Assis, M. A., Ramos, E., Rochelle, A. L. C., Martins, F. R., Campos, M. C. R., Pedroni, F. Sanchez, M., Pereira, L. S., Vieira, S. A., Gomes, J. A. M. A., Tamashiro, J. Y., Scaranello, M. A. S., Caron, C. J. & Joly, C. A. 2013. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2767-2783.
- Ferraz S. F. B., Ferraz K. M. P. M. B., Cassiano C. C., Brancalion P. H. S., Luz D. T. A., Azevedo T. N., Tambosi L. R. & Metzger J. P. 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, 29, 187-200.
- Fidalgo, E. C. C., Uzêda, M. C., Bergallo, H. G., Costa, T. C. C. & Abreu, M. B. 2009. Distribuição dos remanescentes vegetais no Estado do Rio de Janeiro. In: Bergallo, H. G., Fidalgo, E. C. C., Rocha, C. F. D., Uzêda, M. C., Costa, M. B., Alves, M. A. S., Sluys, M. V., Santos, M. A., Costa, T. C. C. & Cozzolino, A. C. R. (Org.). *Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, 1, 91-99.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309, 570-574.
- Gao, J., & Liu, Y. 2012. Deforestation in Heilongjiang Province of China, 1896–2000: Severity, spatiotemporal patterns and causes. *Applied Geography*, 35(1), 345-352.
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, 52(2), 143-150.
- Guareschi R. F., Pereira M. G., Menezes C. E. G., Anjos L. H. C. & Correia M. E. F. 2014. Atributos químicos e físicos do solo sob pastagem e estádios sucessionais de floresta estacional. *Revista de la Facultad de Agronomía; Universidad Nacional de La Plata*, 113, 47-56.
- Harris, N. L., Goldman, E., Gabris, C., Nordling, J., Minnemeyer, S., Ansari, S., Lippmann, M., Bennett, L., Raad, M., Hansen, M. & Potapov, P. 2017. Using spatial statistics to identify emerging hot spots of forest loss. *Environmental Research Letters*, 12, 1-13.

- INEA, 2014. Elaboração do Plano estadual de recursos hídricos do estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.agevap.org.br/downloads/Diagnostico-Aproveitamentos-Hidreletricos.pdf>>
- Jenkins, C. N., Pimm, S. L. & Alves, M. A. 2011. How Conservation GIS Leads to Rio de Janeiro, Brazil. *Natureza & Conservação*, 9(2), 152-159.
- Kendall, M. A.; Stuart, A. 1967. *The advanced theory of statistics*. Londres: Charles Griffin, 2
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(9), 3465-3472.
- Lambin, E. F., Geist, H. J. & Lepers, E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 205-241.
- Laurance, W. F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, 142, 1137.
- LeSage, J. & Pace, R. K. 2009. *Introduction to spatial econometrics*. Chapman and Hall/CRC.
- Lewis, S. L., Edwards, D. P. & Galbraith, D. 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 249(6250), 827-832.
- Li, L., Liu, J., Long, H., de Jong, W., & Youn, Y. C. 2017. Economic globalization, trade and forest transition-the case of nine Asian countries. *Forest Policy and Economics*, 76, 713.
- Lima, C. M. G. 2012. Modelagem de transição florestal na Mata Atlântica. Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 49 p.
- Lira, P. K., Tambosi, L. R., Ewers, R. M. & Metzger, J. P. 2012. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, 278, 80–89
- Mann, H. B. 1945 Non-parametric tests against trend. *Econometrica*, 13(3), 245-259.
- Martinelli, G., Valente, A. S. M., Maurenza, D., Kutschenko, D. C., Judice, D. M., Silva, D. S., Fernandez, E. P., Martins, E. M., Barros, F. S. M., Sfair, J. C., Santos Filho, L. A. F., Abreu, M. B., Moraes, M. A., Monteiro, N. P., Pietro, P. V., Fernandes, R. A., Hering, R. L. O., Messina, T. & Penedo, T. S. A. 2013. Avaliações de risco de extinção de espécies da flora brasileira. In: Martinelli, G. & Moraes, M.A. (orgs.). *Livro vermelho da flora do Brasil*. Parte I. Capítulo 5. Andrea Jakobsson & Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 60-78.
- Mather, A. S. 2007. Recent Asian forest transitions in relation to forest-transition theory. *International Forestry Review*, 9(1), 491-502.

- Meiyappan, P., Roy, P. S., Sharma, Y., Ramachandran, R. M., Joshi, P. K., DeFries, R. S., & Jain, A. K. 2017. Dynamics and determinants of land change in India: integrating satellite data with village socioeconomics. *Regional Environmental Change*, 17(3), 753-766.
- Meyfroidt, P., & Lambin, E. F. 2009. Forest transition in Vietnam and displacement of deforestation abroad. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(38), 16139-16144
- Meyfroidt, P., Rudel, T. K., & Lambin, E. F. 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(49), 20917-20922.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. *Biodiversity Hotspots*, 3-22. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Molin, P. G., Gergel, S. E., Soares-Filho, B. S., & Ferraz, S. F. 2017. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landscape Ecology*, 32(4), 857-870.
- Mon, M. S., Mizoue, N., Htun, N. Z., Kajisa, T., & Yoshida, S. 2012. Factors affecting deforestation and forest degradation in selectively logged production forest: A case study in Myanmar. *Forest Ecology and Management*, 267, 190-198.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Nagendra, H., Southworth, J., Tucker, C. 2003. Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: linking pattern and process. *Landscape Ecology*, 18(2), 141-158.
- Nogueira, L. R., Silva, C. F. D., Pereira, M. G., Gaia-Gomes, J. H., & Silva, E. M. R. D. 2016. Biological properties and organic matter dynamics of soil in pasture and natural regeneration areas in the Atlantic forest biome. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40, e0150366.
- Ord, J.K. & Getis, A. 1995. Local Spatial Autocorrelation Statistics: Distributional Issues and an Application. *Geographical Analysis*, 27(4).
- Parente, L., Ferreira, L., Faria, A., Nogueira, S., Araújo, F., Teixeira, L., & Hagen, S. 2017. Monitoring the Brazilian pasturelands: A new mapping approach based on the Landsat 8 spectral and temporal domains. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 62, 135-143.
- Phompila, C., Lewis, M., Ostendorf, B., & Clarke, K. 2017. Forest Cover Changes in Lao Tropical Forests: Physical and Socio-Economic Factors are the Most Important Drivers. *Land*, 6(2), 23.

- Queiroz, C., R. Beilin, C. Folke, & R. Lindborg. 2014. Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(5), 288–96.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A. & Mittermeier, R. A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208-214.
- Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Scarano, F. & Fortin, M. J. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos F.E., Habel J.C. (eds) *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Springer: Heidelberg, 405–434.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141–1153.
- Rudel, T. K., Coomes, O. T., Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J., & Lambin, E. 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, 15(1), 23-31.
- Sang, X., Guo, Q., Wu, X., Fu, Y., Xie, T., He, C., & Zang, J. 2019. Intensity and Stationarity Analysis of Land Use Change Based on CART Algorithm. *Scientific Reports*, 9(1), 1-12.
- Silva C. F., Pereira M. G., Miguel D. L., Feitoria J. C. F., Loss A., Menezes C. E. G. & Silva E. M. R. 2012. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio Vale do Paraíba do Sul (RJ). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36, 1680-9.
- Silva, R. F. B., Batistella, M., Moran, E. F., & Lu, D. 2017. Land changes fostering Atlantic forest transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer*, 69(1), 80-93.
- Hirota, M. M. 2019. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: relatório técnico: período 2017–2018. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2019.
- Strassburg, B. B. N., Barros, F. S. M., Crouzeilles, R., Iribarrem, A., Santos, J. S., Silva, D., Sansevero, J. B. B., Alves-Pinto, H. N., Feltran-Barbieri, R. & Latawiec, A. E. 2016. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 48(6), 890–899.
- Tabarelli, M., L. P. Pinto, J. M. C. Silva & C. M. R. Costa. 2003. In C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds.). *The Atlantic Forest of Brazil: endangered species and conservation planning. The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook*. Island Press, Washington, D.C., 86-94

- Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M. M., & Bedê, L. C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, 1(1), 132-138.
- TCE. Tribunal de contas do Estado do Rio de Janeiro. Estudo sócio econômico 2004 – Rio Claro
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). 2010. *Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. In: Sukhdev, P., Wittmer, H., Schröter-Schlaack, C., Nesshöver, C., Bishop, J., Brink, P. T., Gundimeda, H., Kumar, P. & Simmons, B. eds. Conference of Parties to Nagoya, Japan. Nagoya, UNEP.
- Thomlinson, J. R., Serrano, M. I., Lopez, T. D. M., Aide, T. M., & Zimmerman, J. K. 1996. Land-use dynamics in a post-agricultural Puerto Rican landscape (1936-1988). *Biotropica*, 28 (4a), 525-536.
- Wickham, H. 2009. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <<http://ggplot2.org>>
- Yar, P., Atta-ur-Rahman, M. A. K., & Samiullah, S. 2016. Spatio-temporal analysis of urban expansion on farmland and its impact on the agricultural land use of Mardan city, Pakistan. *Proceedings of the Pakistan Academy of Sciences*, 53, 35-46.