

**RAFAELA GUIMARÃES SILVA**

**ANÁLISE TEMPORAL E ESPACIAL DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO  
PERMANENTE NO ENTORNO DE NASCENTES DO SUL DE MINAS  
GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, na área de concentração de Restauração e Conservação de Ecossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora

Dra. Soraya Alvarenga Botelho

Coorientadores

Dra. Regiane Aparecida Vilas Bôas Faria

Dr. Marcelo de Carvalho Alves

**LAVRAS - MG**

**2014**

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

Silva, Rafaela Guimarães.

Análise temporal e espacial de Áreas de Preservação  
Permanente no entorno de nascentes do sul de Minas Gerais /  
Rafaela Guimarães Silva. – Lavras : UFLA, 2015.

111 p. : il.

Dissertação (mestrado profissional)–Universidade Federal de  
Lavras, 2014.

Orientador(a): Soraya Alvarenga Botelho.

Bibliografia.

1. Restauração Ecológica. 2. Diagnóstico Ambiental. 3. Séries  
Temporais MODIS. 4. Índices Espectrais. 5. Semivariogramas. I.  
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

**RAFAELA GUIMARÃES SILVA**

**ANÁLISE TEMPORAL E ESPACIAL DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO  
PERMANENTE NO ENTORNO DE NASCENTES DO SUL DE MINAS  
GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, na área de concentração de Restauração e Conservação de Ecossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 25 de novembro de 2014.

Dr. Luciano Teixeira de Oliveira	MPMG
Dr. Luiz Gonsaga de Carvalho	UFLA
Dr. Marcelo de Carvalho Alves	UFLA
Dra. Regiane Aparecida Vilas Bôas Faria	UFLA

Dra. Soraya Alvarenga Botelho  
Orientadora

**LAVRAS - MG**

**2014**

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais pela oportunidade concedida para realização do mestrado.

À Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) pela concessão de recursos para a execução da pesquisa.

Aos professores e colegas do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, pelos ensinamentos e aprendizado compartilhados.

À professora Dra. Regiane Vilas Bôas pela orientação, paciência, amizade, dedicação e seus ensinamentos que foram triviais para a realização desse trabalho e para meu crescimento profissional.

Ao professor Dr. Marcelo de Carvalho Alves, pela orientação, amizade, paciência, presteza e ensinamentos, que foram essenciais para a realização desse trabalho.

À professora Dra. Soraya Botelho pela orientação.

Ao Zé Pedro, pela companhia e ajuda na coleta de dados de campo.

Aos meus pais, Luizão e Lena, pela paciência, incentivo, força, compreensão, e por serem pessoas providas de virtudes inigualáveis que sempre me apoiaram e possibilitaram a busca de sonhos e objetivos.

Ao meu irmão Matheus, pelo carinho e amizade.

Ao Beto, meu amor, por estar sempre ao meu lado, incentivando e acreditando em meu potencial.

Aos meus amigos queridos “achados” em Arcos, Lavras e São João del-Rei, especialmente Douglas, Camila, Ale, Bia, Lu, Gabi, Lisa, Larissa, Chris e Yu por serem meus companheiros, conselheiros, parceiros, enfim, amigos.

A minha família, avó, tios e primos, pelo apoio e confiança.

“Não são as espécies mais fortes que sobrevivem nem as mais inteligentes, e sim as mais suscetíveis a mudanças.”

Charles Darwin

## RESUMO

O presente estudo está dividido em dois artigos. Para isso avaliou-se Áreas de Preservação Permanente (APPs) no entorno de nascentes e sua circunvizinhança, localizadas na região sul de Minas Gerais. O primeiro artigo tratou-se da avaliação da trajetória do processo de restauração ecológica de APPs utilizando o diagnóstico ambiental *in situ* e séries temporais derivadas de imagens do sensor MODIS. Já o segundo artigo envolveu a análise espacial dessas áreas com o auxílio das variações dos índices de vegetação e parâmetros meteorológicos, obtidos das imagens de alta resolução espacial do sensor RapidEye. Por meio da geoestatística comparou-se as assinaturas espaciais das APPs e avaliou a dependência e variabilidade espacial dos dados. Todos os resultados obtidos possibilitaram a avaliação temporal e espacial das APPs e circunvizinhança, analisando o estado de conservação e o processo de restauração ecológica.

Palavras-chave: Restauração Ecológica. Diagnóstico Ambiental. Séries temporais MODIS. Índices Espectrais. Semivariogramas.

## **ABSTRACT**

This study is divided into two articles. For this, we evaluated Permanent Preservation Areas (PPA) around springs and its surroundings, located in southern of Minas Gerais. The first article was about the trajectory evaluation of ecological restoration process of PPA through the *in situ* environmental diagnosis and MODIS time series. The second one involved the spatial analysis of these areas with the help of variations in vegetation indexes and meteorological parameters, obtained from high spatial resolution of the RapidEye images. Through geostatistics, we compared the PPA spatial signature and we evaluated spatial dependence and variability of the data. All obtained results allowed the temporal and spatial assessment of PPA and surroundings, analyzing their state of conservation and ecological restoration process.

Keywords: Ecological Restoration. Environmental Diagnosis. MODIS Time Series. Spectral Indices. Semivariograms.

## LISTA DE FIGURAS

### PRIMEIRA PARTE

- Figura 1 Esquema ilustrativo de obtenção das imagens de sensoriamento remoto (FLORENZANO, 2002). .....26

### SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

#### **ARTIGO 01 Monitoramento Espectro-Temporal de Áreas de Preservação Permanente no entorno de nascentes em processo de Restauração Ecológica .....39**

- Figura 1 Fluxograma dos critérios adotados para os parâmetros (1) formas de uso de solo, (2) estado de conservação da vegetação ripária e (3) estado de conservação do solo.....46
- Figura 2 Localização das nascentes e áreas de referência no sul de Minas Gerais. As áreas de 1 a 5, representam as APPs selecionadas para análise temporal.....49
- Figura 3 Imagens de alta resolução espacial obtidas no Google Earth e os polígonos representam o pixel EVI2-MODIS de 2003 (esquerda) e 2014 (direita). As áreas 1 a 5 representam as APPs selecionadas para análise temporal: preservada (1), perturbada (2, 3, 4 e 5). ....50
- Figura 4 Imagens de alta resolução espacial obtidas no Google Earth e os polígonos representam o pixel EVI2-MODIS. As áreas A, B, C e D são referentes às fisionomias Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual, Pastagem e Lavoura, respectivamente. ....52
- Figura 5 Diagnóstico ambiental do estado de conservação de 29 APPs avaliadas no sul de Minas Gerais, em 2005 (superior) e 2014 (inferior). As áreas de 1 a 5, representam as APPs selecionadas para análise temporal.....55
- Figura 6 Assinatura temporal do EVI2 (linha azul) e EVI2 ajustado por wavelet (linha vermelha) das áreas A, B, C e D referentes às fisionomias Cerrado, Floresta Semidecidual, pastagem e lavoura, respectivamente. O histograma refere-se à precipitação nas áreas. ....59
- Figura 7 Assinatura temporal do EVI2 (linha azul) e EVI2 ajustado por wavelet (linha vermelha) das APPs 1, 2, 3, 4 e 5 nas propriedades. O histograma refere-se à precipitação pluvial nas áreas.....60

**ARTIGO 02 Variabilidade espacial de Índices Espectrais de imagens Rapideye de Áreas de Preservação Permanente.....76**

- Figura 1 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5 m da APP 1 com a máscara\_R5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.....89
- Figura 2 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5m da APP 2 com a máscara\_R5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.....90
- Figura 3 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5m da APP 3 com a máscara\_R5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.....91
- Figura 4 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5m da APP 4 com a máscara\_R5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.....92
- Figura 5 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5m da APP 5 com a máscara\_R5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.....93
- Figura 6 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da APP 1, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis albedo e RSA usando superfícies de resposta de 1ª ordem. ....96
- Figura 7 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da APP 2, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis albedo e RSA usando superfícies de resposta de 1ª ordem. ....97
- Figura 8 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da APP 3, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis albedo e RSA usando superfícies de resposta de 2ª ordem. ....98
- Figura 9 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da APP 4, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis SAVI, LAI e FPAR usando superfícies de resposta de 1ª ordem.....99
- Figura 10 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da nascente 5, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis SAVI, LAI e FPAR usando superfícies de resposta de 1ª ordem.....100

## LISTA DE ABREVIATURAS

APP	Área de Preservação Permanente;
ATCOR 2	Atmospheric and Topographic Correction for Satellite Imagery;
ER	Erro médio reduzido;
EVI	Enhanced Vegetation Index;
EVI2	Enhanced Vegetation Index 2;
FPAR	Fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida;
HDF	Hierarchical Data Format;
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais;
LAI	Leaf Area Index;
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer;
MOD13Q1	produto do sensor orbital MODIS;
MODTRAN-4	Moderate Resolution Atmospheric Transmittance Algorithm;
MRT	Modis Reprojection Tools;
NASA	National Aeronautics and Space Administration;
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index;
NIR	Infravermelho próximo;
RED	Faixa do vermelho do espectro eletromagnético;
RGB	Composição colorida RedGreenBlue;
SAVI	Soil Adjusted Vegetation Index;
SER	Desvio-padrão do erro médio;
SER	Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica;
TRMM	Tropical Rainfall Measuring Mission.

## LISTA DE SÍMBOLOS

$a_0$	deslocamento ou valor de início de Índice de Vegetação;
$a_1$	coeficiente de inclinação;
$a_2$	fator de crescimento exponencial;
A, B e C	Parâmetros da equação de FPAR;
$c_0$	coeficiente <i>bias</i> ;
$c_1$	coeficiente <i>gain</i> ;
$D_{(i)t}$	irradiância difusa em uma superfície inclinada;
$E_g(\lambda)$	fluxo solar global (direto e difuso) no terreno;
$R_{i(t)}$	irradiância difusa refletida no terreno em uma superfície inclinada;
RSA	Radiação Solar Absorvida;
$\rho_d$	albedo de superfície para radiação solar difusa;
$\rho_b$	albedo de superfície para o feixe de radiação solar;
$\rho_{NIR}$	reflectância do solo para as bandas espectral vermelho (650nm);
$\rho_{RED}$	reflectância do solo para a banda espectral infravermelho próximo (850nm);
$\rho(\lambda)$	reflectância do terreno;
$\gamma(h)$	estimador da semivariância para N dados pares.

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b>	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....13</b>
<b>2</b>	<b>JUSTIFICATIVAS.....15</b>
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO .....17</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....33</b>
<b>SEGUNDA PARTE - ARTIGOS</b>	
<b>ARTIGO 01 Monitoramento Espectro-Temporal de Áreas de Preservação Permanente no entorno de nascentes em processo de Restauração Ecológica .....39</b>	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....41</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....44</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....54</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES.....68</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....70</b>
<b>ARTIGO 02 Variabilidade espacial de Índices Espectrais de imagens Rapideye de Áreas de Preservação Permanente .....76</b>	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....78</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....80</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....88</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES.....105</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....107</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Paisagens fragmentadas dominam o bioma Mata Atlântica e menos de 20% de seus remanescentes florestais apresentam mais de 50 ha. A maioria dos fragmentos florestais está localizada em propriedades privadas (MELO et al., 2013), assim como é observado no sul de Minas Gerais, onde predominam as pequenas propriedades rurais e agricultura familiar (FARIA et al., 2012).

Dentre os ecossistemas florestais mais atingidos pelas atividades agrossilvopastoris estão as matas ciliares, que desempenham importante papel na manutenção do equilíbrio ecológico, principalmente aquelas no entorno de nascentes (FARIA et al., 2012). Apresentando inúmeras funções, pode-se citar algumas, tais como: reter sedimentos e fertilizantes, protegendo os solos contra os processos erosivos e aumentando a capacidade de infiltração da água no solo (AB’SABER, 2000); as raízes das plantas garantem estabilidade do solo evitando assoreamento e lixiviação; e a serapilheira retém e absorve águas de chuvas; formam corredores ecológicos que possibilitam o fluxo gênico da fauna e da flora (BOTELHO e DAVIDE, 2002)

Atividades agrossilvopastoris causam impactos ambientais negativos, dificultando a aplicação das práticas conservacionistas (VIEIRA et al., 2009). No entanto, o uso de práticas agrícolas sustentáveis em conjunto com as metodologias de Restauração Ecológica podem reduzir os efeitos negativos dessas atividades (WADE et al., 2008). Há políticas públicas ambientais que incentivam a proteção das zonas ripárias, como a legislação federal brasileira, que determina que a vegetação deve ser protegida no entorno de nascentes num raio de 50 metros a partir do olho d’água principal, denominada de Área de Preservação Permanente (APP) (MARTINS, 2014).

Os projetos de Restauração Ecológica envolvem seis fases, conforme diretrizes da SER (RODRIGUES et al., 2009): planejamento conceitual, tarefas

preliminares, planejamento da implementação, implementação do projeto, tarefas pós-implementação (monitoramento), avaliação e divulgação (RODRIGUES et al., 2009, MELO et al., 2013). No planejamento, a escolha das metodologias de restauração é importante para o sucesso do processo de sucessão natural assim como o monitoramento a fim de verificar se a sucessão natural está sendo estabelecida no local (ALLISON, 2007). Para o monitoramento ambiental, além de dados coletados em campo, estão sendo usadas imagens derivadas de sensoriamento remoto que fornecem informações da superfície terrestre (FREITAS et al., 2011) . A integração dessas técnicas vem otimizando avaliação de áreas degradadas/perturbadas e seu processo de restauração.

Diante do exposto, o presente estudo foi dividido em dois artigos que tiveram como objetivos:

- Associar as informações obtidas através das séries temporais derivadas de imagens do sensor MODIS com as do diagnóstico ambiental e avaliar a trajetória do processo de restauração ambiental de Áreas de Preservação Permanente no entorno de nascentes em diferentes estágios de restauração.
- Estimar índices de vegetação e parâmetros meteorológicos de cinco Áreas de Preservação Permanente e sua circunvizinhança, analisando a ocupação da área por vegetação ciliar e a influência das demais formas de uso do solo. Por meio de semivariogramas, avaliar a dependência e a variabilidade espacial das variáveis espectrais, e comparar assinaturas espaciais das áreas estudadas.

## 2 JUSTIFICATIVAS

O Bioma Mata Atlântica, considerado um hotspot de biodiversidade global (MELO et al., 2013) vem sendo reduzido gradualmente e sua cobertura florestal representa atualmente menos de 14% da área original (RIBEIRO et al., 2009). Paisagens fragmentadas dominam esse bioma e menos de 20% de seus remanescentes florestais apresentam mais de 50 ha. A maioria dos fragmentos florestais está localizada em propriedades privadas (MELO et al., 2013), assim como é observado no sul de Minas Gerais, onde predominam as pequenas propriedades rurais e agricultura familiar (FARIA et al., 2012).

Dentre os ecossistemas florestais mais atingidos pelas atividades agrossilvopastoris estão as matas ciliares, que desempenham importante papel na manutenção do equilíbrio ecológico, principalmente aquelas no entorno de nascentes (FARIA et al., 2012). Apesar da legislação ambiental brasileira visar a proteção das zonas ripárias, dependente do tipo de reservatório de água, essas áreas (Áreas de Preservação Permanente - APP) sofrem constantes intervenções antrópicas para diferentes tipos de uso, sendo os mais comuns para cultivo agrícola e pastoreio de gado (RODRIGUES et al., 2009).

A associação entre produção e preservação (REIS et al., 2014) desperta nos profissionais e estudiosos o interesse em aplicar diversas práticas de Restauração Ecológica, visando garantir a melhoria ambiental e, principalmente, o abastecimento de água para as pequenas propriedades rurais dependentes de seu consumo (DONADIO et al., 2005). O grande desafio é o monitoramento dessas áreas, uma vez que métodos caros e demorados são descartados, sendo considerada uma das alternativas o uso de imagens de sensoriamento remoto, além do diagnóstico ambiental *in situ* (RODRIGUES et al., 2009).

Portanto, a tarefa de monitorar Áreas de Preservação Permanente (APP) e seu processo de restauração ecológica pode ser facilitada com a associação de metodologias de campo e sensoriamento remoto. Além de possibilitar a análise dessas áreas ao longo do tempo, pode-se compreender melhor a variabilidade espacial dos objetos da superfície terrestre e sua interação, registrados por diferentes índices espectrais e parâmetros meteorológicos.

### **3 REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1 Restauração Ecológica**

A Restauração Ecológica é: “um processo e prática de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (ARONSON et al., 2011). Ainda são usados outros termos que visem à melhoria ambiental como reabilitação ecológica, restauração florestal, restauração de habitat, recuperação ambiental e revegetação (ARONSON et al., 2006).

A Ecologia da Restauração é uma área ampla e diversa (EITZEL, 2012), e muitas vezes a interação entre teoria e prática, ciência e conhecimento tradicional é difícil de aplicar, analisar e/ou observar. Uprety et al. (2012) analisando as principais contribuições do conhecimento tradicional para a Restauração Ecológica, concluíram que o conhecimento tradicional e a ciência são complementares e devem ser usados em conjunto em projetos de Restauração Ecológica. Assim, para construir uma parceria bem sucedida, é viável a incorporação do conhecimento tradicional aos projetos de restauração, consequentemente aumentando a sua aceitabilidade social, viabilidade econômica e viabilidade ecológica.

Os projetos de Restauração Ecológica com embasamento científico se distinguem dos demais pela incorporação de conhecimento da teoria ecológica e da aplicação do método científico (UPRETY et al., 2012). No entanto, a contribuição do conhecimento tradicional para a conservação e gestão tem sido notada por muitos países. E é cada vez mais reconhecido que a Restauração Ecológica depende de uma coordenação eficaz entre a ciência e esse tipo de conhecimento (WADE et al., 2008).

O entendimento da complexidade dos ecossistemas é importante para a formulação e aprimoramento de técnicas de restauração e para melhor compreensão acerca delas são necessários mais estudos e suas aplicações em diversos tipos de áreas sujeitas a diferentes tipos de degradação (ARONSON et al., 2011; RODRIGUES et al., 2009).

As políticas públicas estaduais e federais juntamente com o desenvolvimento de pesquisas aplicadas são necessárias para fundamentar e consolidar a Restauração Ecológica (VIEIRA et al., 2009; ARONSON et al., 2011).

Vários projetos de restauração, recuperação e reabilitação de áreas degradadas vem sendo publicados em periódicos da área (WADE et al., 2008; RODRIGUES et al., 2009; ARONSON et al., 2011, MELO et al., 2013, REIS et al., 2014), porém ainda necessita-se do desenvolvimento de uma forte base teórica para Restauração Ecológica (ALLISON, 2007), o qual é um processo lento, monitorá-lo exige investimentos elevados e, muitas vezes, avaliar o sucesso de seus métodos é uma tarefa difícil (CALMON et al., 2011; THOMPSON, 2011).

### **3.1.1 Programas de Restauração Ecológica**

O presente estudo foi realizado na região sul de Minas Gerais que está inserida no Bioma Mata Atlântica, considerado um hotspot de biodiversidade global (MELO et al., 2013), bioma que vem sendo reduzido gradualmente e sua cobertura florestal representa atualmente menos de 14% da área original (RIBEIRO et al., 2009). Paisagens fragmentadas dominam esse bioma e menos de 20% de seus remanescentes florestais apresentam mais de 50 ha. A maioria dos fragmentos florestais estão localizados em propriedades privadas (MELO et

al., 2013), assim como é observado no sul de Minas Gerais, onde predominam as pequenas propriedades rurais e agricultura familiar (FARIA et al., 2012).

Dentre os ecossistemas florestais mais atingidos pelas atividades agrossilvopastoris estão as matas ciliares, que desempenham importante papel na manutenção do equilíbrio ecológico, principalmente aquelas no entorno de nascentes (FARIA et al., 2012).

Atividades agrossilvopastoris causam impactos ambientais negativos, dificultando a aplicação das práticas conservacionistas (VIEIRA et al., 2009). No entanto, o uso de práticas agrícolas sustentáveis em conjunto com as metodologias de Restauração Ecológica podem reduzir os efeitos negativos destas atividades (WADE et al., 2008). Há políticas públicas ambientais que incentivam a proteção das zonas ripárias como a legislação federal brasileira que determina que a vegetação deve ser protegida no entorno de nascentes num raio de 50 metros a partir do olho d'água principal, denominada de Área de Preservação Permanente (APP).

Diante da necessidade de conciliar produção e preservação (REIS et al., 2014) diversas práticas de restauração vem sendo empregadas em APPs degradadas, visando garantir principalmente o abastecimento de água para as propriedades dependentes de seu consumo (DONADIO et al., 2005).

Nos programas de Restauração Ecológica é importante que os projetos contemplem as fases de planejamento, implantação e monitoramento (RODRIGUES et al., 2009). A etapa de planejamento envolve a escolha das metodologias que determinam o sucesso do processo de sucessão natural (ALLISON, 2007) e algumas variáveis devem ser analisadas, como a história do local, propriedades do solo, sementes, presença de serrapilheira, espécies, entre outros aspectos que podem influenciar a composição da comunidade (SCHAEFER, 2009). Assim, Lamb et al. (2005) mostraram que os objetivos do proprietário, as características do local (formas de uso do solo) e o custo da

implantação também são critérios a serem considerados no planejamento, uma vez que práticas demoradas e caras muitas vezes não são executadas.

Vários cientistas testam, monitoram e avaliam diversas técnicas na tentativa de restaurar ecossistemas que foram degradados ou perturbados por ações antrópicas. Atualmente, muitas técnicas utilizadas enfatizam aspectos estruturais da biodiversidade, tais como a riqueza de espécies e abundância (BURGER, 2008; FORUP et al., 2008).

A condução da regeneração natural é uma das metodologias mais utilizadas na restauração de APPs no entorno de nascentes, uma prática eficaz no processo de Restauração Ecológica capaz de desencadear os processos de sucessão natural dependendo do grau de perturbação do local e da proximidade de fragmentos florestais preservados assim como as técnicas de nucleação podem acelerar esse processo visando proporcionar maior diversidade de fluxos naturais (REIS et al., 2014). Outra alternativa para acelerar a restauração desses ecossistemas é o enriquecimento com essências nativas (BOTELHO e DAVIDE, 2002). A tomada de decisões nas fases de planejamento e na implantação do projeto de Restauração Ecológica determinam as chances de restauração da função e da integridade do ecossistema (MARTINS, 2014).

Segundo Reis et al. (2014), a Restauração Ecológica tem como base a sucessão natural, isto é, para realizá-la é necessário: “induzir um processo de sucessão secundária o mais semelhante possível aos processos naturais, formando ‘comunidades estáveis’ ao longo do tempo e do espaço”.

No entanto, as comunidades ecológicas são dinâmicas e contínuas, onde não ocorrem processos determinísticos e sim estocásticos, e ainda são definidas pela sua capacidade de resiliência (BURGER, 2008; REIS et al., 2014). Uma das variáveis importantes que determinam as melhores condições para muitas espécies colonizarem e estabelecerem em seu habitat são as interações interespecíficas. Pensando nisso, muitas práticas de restauração fracassaram por

não levarem em conta o desempenho funcional dos organismos e das comunidades em questão (FORUP et al. 2008).

Um estudo que mostra as interações ecológicas como um fator preponderante na Restauração Ecológica foi o realizado por Lomov et al. (2009) na cidade de Sidney, Austrália. Em florestas preservadas, pastagens abandonadas (mais de 10 anos) e áreas restauradas foram analisadas as comunidades de formigas. A riqueza de espécies foi significativamente maior nas florestas e sua composição de espécies significativamente diferente e mais complexa em comparação com as comunidades de formigas de pastagens e ambientes restaurados, os quais não diferiram significativamente entre si (LOMOV et al., 2009).

Assim como há exemplos de fracasso de metodologias de restauração que não avaliaram certos fatores como o histórico de uso do local a ser restaurado como foi o caso analisado por Florens e Baidier (2013) nas Ilhas Maurício, Islândia. O estudo mostrou que muitos projetos de restauração eram iniciados com o plantio de espécies pioneiras para a colonização e a facilitação de outras espécies secundárias, porém a remoção das plantas pioneiras e a introdução de outras espécies de crescimento lento resultavam em áreas não-restauradas, pois estas últimas espécies acabaram morrendo. Ele ressalta o quão importante é a transmissão do conhecimento científico sobre a Ciência da Restauração não somente para saberem como e quais metodologias utilizar, mas também para garantir a melhoria ambiental do país (FLORENS E BAIDER, 2013).

No geral, profissionais e pesquisadores combinam diversas metodologias em busca de bons resultados em seus projetos de restauração (RODRIGUES et al., 2009). Assim, métodos de restauração devem incorporar uma variedade de perspectivas ecológicas e referências na prática de restauração.

Após as fases de planejamento e implantação dos métodos de restauração mais adequados, realiza-se o monitoramento das áreas perturbadas/degradadas a fim de verificar se os processos ecológicos estão sendo estabelecidos naquele local e se não será necessária maiores intervenções para acelerar a Restauração Ecológica (KAGEYAMA e GANDARA, 2004; RODRIGUES et al., 2009).

Avaliações ecológicas são ferramentas que podem determinar os níveis e tipos de restauração possível (BURGER, 2008). Além delas, existem outros mecanismos para avaliar o sucesso dos projetos de restauração como o “sistema de indicadores ecológicos” (DOREN et al., 2009). O trabalho desenvolvido por Doren et al. (2009) mostra detalhadamente quais critérios e os indicadores podem ser usados para medir e avaliar os projetos de Restauração Ecológica.

O diagnóstico ambiental também é uma ferramenta eficaz no monitoramento de áreas em processo de Restauração Ecológica (PINTO et al., 2004, FARIA et al., 2012). Em zonas ripárias, o uso desse tipo de avaliação contínua é relevante, uma vez que são considerados ecossistemas sob condições específicas de ambiente (SCARIOT et al., 2014). O profissional habilitado pode elaborar um protocolo analisando as variáveis bióticas e abióticas da área tais como fisionomia e estrutura da vegetação, topografia, solo, relevo, fauna, entre outros que auxiliem na visualização do processo de restauração da zona ripária (BJORKLAND et al., 2001).

#### **3.1.1.1 Diagnóstico ambiental**

O modelo de diagnóstico ambiental proposto por Faria et al. (2012) é constituído por um roteiro conforme é mostrado a seguir:

- Breve identificação do proprietário;
- Caracterização do local:

- \* coordenadas geográficas;
- \* sub-bacia da região;
- \* tipo de nascente: pontual ou difusa - quando o tipo de reservatório tem um ou vários olhos d'água, respectivamente;
- \* condições climáticas no momento da avaliação e;
- \* croqui da área destacando a representação do relevo, tamanho da área, porcentagem da área coberta por vegetação, uso do solo, dentre outros aspectos.

- Condições ambientais: estado de conservação da vegetação ciliar, estado de conservação do solo e formas de uso do solo.

A avaliação das condições ambientais é baseada em uma pontuação e um peso que representa o grau de importância de cada parâmetro para a caracterização da área. Posteriormente, as pontuações atribuídas a esses parâmetros são multiplicadas pelos respectivos pesos. Então, com o resultado faz-se a classificação da área quanto ao estado de conservação das nascentes e do seu entorno em: preservada, perturbada e degradada.

O método de avaliação das áreas de entorno destas nascentes se difere do proposto por Faria et al. (2012) quanto ao parâmetro “aparência da água”, já que este não foi considerado no presente estudo. Não foi possível efetuar a análise de água em janeiro de 2014, devido a distribuição escassa de chuvas na região sudeste do Brasil interferindo no regime hídrico das nascentes quando comparado aos outros anos.

Os parâmetros estabelecidos como “condições ambientais” no roteiro seguem os critérios de avaliação enunciados abaixo:

A. Formas de uso do solo:

- Descrição do parâmetro: a forma de uso do solo é entendida como a maneira de ocupação da terra pelo homem, seja o desmatamento para a prática agrosilvopastoril, construção de benfeitorias e demais atividades que sem

critérios básicos de planejamento causam a degradação de ambientes frágeis, tais como áreas de recarga, nascentes, lençóis freáticos, entre outros ecossistemas ripários (FARIA et al., 2012).

- O que avaliou: definiu-se o uso atual do solo no entorno da nascente e na área de recarga, observando quais impactos essas formas de ocupação podem causar às Áreas de Preservação Permanente (APP). Para tanto, ocupações campestres ou pastos (em fase de regeneração ou não), presença de vegetação nativa (floresta, cerrado ou campo) primária ou secundária em diferentes estágios de sucessão, (com ou sem uso), lavouras perenes ou semi-perenes foram consideradas na avaliação (FARIA et al., 2012).

#### B. Estado de conservação da vegetação ripária

- Descrição do parâmetro: a presença de vegetação nativa é importante para a manutenção da integridade de uma sub-bacia hidrográfica, pois esta age diretamente sob as interações ecológicas do ecossistema e seus componentes bióticos (RODRIGUES et al., 2009).

- O que avaliou: o grau de perturbação da área de uma nascente é definido principalmente pelo estado de conservação da vegetação nativa, determinada pela extensão da área coberta por vegetação ripária no entorno da nascente. Durante a avaliação, toda a área do entorno da nascente foi examinada observando os tipos de distúrbios e os locais atingidos. Lembrando que a nascente classificada como preservada deverá apresentar pelo menos 50 metros de cobertura vegetal nativa no seu entorno, a partir do olho d'água principal (FARIA et al., 2012).

#### C. Estado de conservação do solo

- Descrição do parâmetro: a forma de uso do solo interfere diretamente na sua conservação, sabendo que atividades mal planejadas e manejos inadequados do solo podem causar sua degradação, sendo a erosão hídrica

considerada a responsável pela perda da capacidade produtiva dos solos (SOUZA et al., 2010).

- O que avaliou: a presença de erosões indica processo de degradação acentuado. A avaliação baseiou-se em evidências de camadas com encrostamento, vestígios de erosão, movimentação de sedimentos e enxurradas. Uma nascente preservada não pode apresentar sulcos e/ou voçorocas, sendo a presença de serrapilheira um dos indicadores de conservação, uma vez que retém e absorve o escoamento superficial (FARIA et al., 2012).

No fim, esses critérios avaliados no diagnóstico ambiental partem da premissa que um projeto de Restauração Ecológica bem sucedido deve envolver: a avaliação ecológica preliminar; escolha das metodologias certas que seguem diretrizes ecológicas e ambientais; e coleta de dados quantitativos e qualitativos que indiquem o sucesso do projeto de restauração realizado (WANG et al., 2010; THOMPSON, 2011).

### **3.2 Sensoriamento Remoto**

O sensoriamento remoto fornece informações acerca de objetos da superfície terrestre, que podem ser obtidas gratuitamente ou a custos reduzidos (FREITAS et al., 2011). Sua aplicação se estende a estudos ambientais identificando diversos fenômenos como: desmatamento, mudanças no uso do solo, fenologia da vegetação, entre outros aspectos que podem ser monitorados por análise temporal ou identificados de modo eficiente por meio de imagens de alta resolução espacial (MOREIRA, 2005; ANJOS et al., 2013).

Os sensores remotos instalados nos satélites são sensíveis aos comprimentos de onda do espectro eletromagnético resultantes da absorvância, refletância e transmitância do fluxo de radiação dos objetos da superfície terrestre, o que permite distinguir os alvos terrestres pelos seus atributos e

feições (MOREIRA, 2005). A vegetação, água e solo, por exemplo, apresentam a sua própria assinatura espectral (LUIZ et al., 2011; GONÇALVES et al., 2012). A radiância e a irradiância podem ser afetadas por nuvens e emissões biogênicas, uma vez que interferem na trajetória da luz solar (FLORENZANO, 2002), conforme é mostrado na figura abaixo:

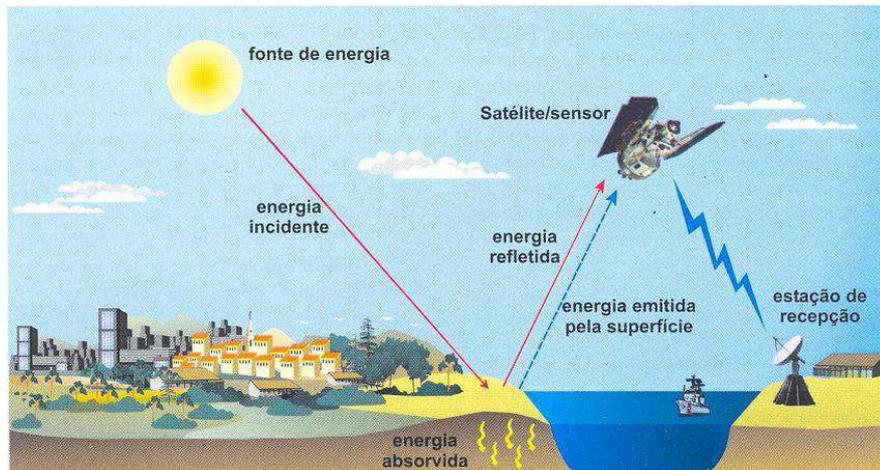


Figura 1 Esquema ilustrativo de obtenção das imagens de sensoriamento remoto, Florenzano, 2002

A figura 1 ilustra o processo de obtenção de imagens por sensores remotos, que são sinais captados pelas estações e são transformados em dados na forma de tabelas, gráficos ou imagens (FLORENZANO, 2002). Para monitoramento da superfície terrestre através da técnica de utilização de imagens, os sensores orbitais quantificam a radiação emitida e refletida alvos da superfície terrestre.

### 3.2.1 Sensor MODIS

Dentre os sensores orbitais destaca-se o MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), a bordo dos satélites TERRA (EOS-AM1) e AQUA (EOS-PM1) da NASA (National Aeronautics and Space Administration)

(FREITAS et al., 2011). Os dados obtidos com o sensor apresentam características que o definem como excelente imageador, de qualidade radiométrica satisfatória, alta repetitividade e com boa precisão geométrica (XAVIER et al., 2007). Ele possui 36 bandas espectrais, cuja distribuição ao longo do espectro eletromagnético, em função de diferentes comprimentos de ondas, permitiram o desenvolvimento de 44 produtos utilizados pela comunidade acadêmica em diversas áreas

Segundo Freitas et al. (2011), a ferramenta disponibilizada pelo INPE utiliza imagens do produto MOD13Q1 do sensor MODIS com resolução espacial de 250 m e resolução temporal de 16 dias possibilitando a análise temporal de áreas desde 2000 no âmbito da América do Sul. O gráfico da série temporal é representado pelo índice de vegetação EVI2 ao longo do tempo sobre o pixel MODIS representado por um polígono, com área mínima de 250 x 250 m. Cada série temporal representam valores de EVI2 com filtro e sem filtro. A série em azul (sem filtro) são resultados de informações do ângulo de visada do sensor, reflectância de banda espectral azul e data da observação do pixel. Já a série em vermelho (com filtro) é uma série temporal contínua, resultado de procedimentos que eliminaram nuvens e ruídos (altas frequências) da série sem filtro, utilizando a transformação *wavelet*. Essa transformação consiste na interpolação linear usando a data do pixel da imagem (composição de 16 dias) como base, e assim fornecendo séries temporais igualmente espaçadas (FREITAS et al., 2011).

Estudos utilizando imagens derivadas do sensor MODIS foram realizados por Rosendo & Rosa (2005) e Anjos et al. (2013) na região do Triângulo Mineiro, os quais avaliaram perfis espectrais de diferentes classes de uso do solo (áreas de reflorestamento, mata, culturas agrícolas e pastagem) ao longo de 2 e 10 anos usando os índices de vegetação NDVI, SAVI e EVI2, respectivamente. A análise temporal permitiu comparar as diferentes formas de

uso do solo e concomitantemente acompanhar as mudanças dos alvos na superfície terrestre.

### **3.2.2 Sensor RapidEye**

O sensor multiespectral RapidEye conta com um sistema de cinco satélites equidistantes e posicionados em órbita heliossíncrona que confere a coleta de imagens de uma área extensa com alta repetitividade. O monitoramento da vegetação é auxiliado pela resolução espacial de 5 metros após ortorretificação e a inclusão da banda Red-Edge (FÉLIX, 2009)

Desses sensores é possível obter índices de vegetação e meteorológicos que fornecem informações acerca dos objetos da superfície terrestre. Além disso, os alvos terrestres também são importantes na criação e definição de novos sensores bem como nas formas de processamento dos dados (FLORENZANO, 2002).

### **3.2.3 Índices espectrais**

Os índices espectrais fornecem informações acerca do padrão espacial dos objetos na interface atmosfera-superfície terrestre (MOREIRA, 2005).

Tabela 1: Descrição das bandas do sensor RapidEye

<b>Nº da Banda</b>	<b>Faixa do espectro (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Região do espectro</b>	<b>Resolução espacial</b>
1	440 – 510	Azul	5 m
2	520 – 590	Verde	5 m
3	630 – 685	Vermelho	30 m
4	690 – 730	<i>Red-Edge</i>	30 m
5	760 – 850	Infravermelho próximo	30 m

Fonte: Adaptado de FÉLIX (2009).

Os parâmetros biofísicos das plantas são modelados pelos índices de vegetação, os quais são obtidos por meio de combinações matemáticas das reflectâncias das faixas vermelho e infravermelho próximo do espectro eletromagnético. Os comprimentos de onda do espectro eletromagnético são definidos pelos pigmentos fotossintetizantes nas plantas e seu processo de radiação solar absorvida ou refletida (FLORENZANO, 2002). A disposição e geometria das folhas, flores e galhos; fisiologia das plantas; a textura, cor, umidade e rugosidade do solo; enfim, toda a complexidade da vegetação interfere na transmitância, reflectância e absortância da radiação solar, sob diferentes comprimentos de onda.

Além das características biofísicas da vegetação, o produto do sensor remoto responsável pela obtenção das imagens leva em conta: fonte de radiação, ângulo zenital e azimute solar; presença de nuvens, vapor d'água, aerossóis, entre outros aspectos (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Existem índices de vegetação e meteorológicos com diferentes comportamentos espectrais, capazes de evidenciar diversos objetos-alvo na superfície terrestre.

Por meio de imagens de sensoriamento remoto, são obtidos valores de radiância do terreno, registrados em elementos denominados pixels (MOREIRA, 2005). Os pixels convertidos em pontos amostrais, podem ser utilizados para caracterizar a variabilidade espacial dos alvos físicos, químicos e biológicos presentes no terreno, por meio da análise geoestatística.

#### **3.2.4 Análise geoestatística**

Dentre os trabalhos envolvendo aplicação da Geoestatística em Sensoriamento Remoto, Zawadzki et al. (2005) menciona aqueles que utilizaram imagens de sensoriamento remoto de ecossistemas florestais e fez uma revisão sobre estudos que avaliaram aplicação da variabilidade espacial, uso de semivariogramas na determinação de parâmetros biofísicos, e metodologia de classificação de fisionomias vegetais. Eles concluíram que semivariogramas podem fornecer informações úteis sobre a estrutura da vegetação, sendo que a textura da imagem é uma prerrogativa para esse tipo de análise.

Imagens derivadas de sensoriamento remoto de alta resolução espacial foram utilizadas por vários pesquisadores a fim de obter semivariogramas teóricos que pudessem fornecer informações acerca de diferentes formas de uso do solo (COLOMBO et al., 2003) e arquitetura de dossel de vegetação nativa (BALAGUER et al., 2010).

O semivariograma é definido pelas seguintes características: patamar, que corresponde a altura do semivariograma; alcance, é a distância representada

pelo eixo x, dentro do qual há correlação especial entre amostras; efeito pepita corresponde ao valor da semivariância quando  $h=0$  (COLOMBO et al., 2003).

O alcance, na teoria, pode caracterizar o tamanho e escala dos objetos das imagens derivadas de sensoriamento remoto, determinando a correlação espacial que é dependente da textura da imagem. Assim como o patamar tem sido associado à variabilidade dos valores de reflectância e a complexidade dos objetos da superfície terrestre, como por exemplo o dossel. Por fim, o efeito pepita representa erros de medição e variabilidade espacial independente (ZAWADZKI et al., 2005).

Cohen et al. (1990), utilizou imagens aéreas com diferentes resoluções espaciais (1 m, 10 m e 30 m) das florestas na região do Pacífico Noroeste dos Estados Unidos. Segundo eles, os patamares dos semivariogramas das matrizes de tamanho de pixel de 1 m representaram melhor a dimensão das copas das árvores, estratificação da floresta e porcentagem de cobertura do dossel.

Em outro estudo conduzido por Colombo et al. (2003) utilizando semivariogramas isotrópicos esféricos para medir LAI (Leaf Area Index) de floresta e culturas agrícolas, por meio de imagens do satélite IKONOS de resolução espacial de 1 m, observaram que os semivariogramas de florestas tem patamar maior que as plantações, devido a maior homogeneidade destas áreas e a distribuição da plantação em linhas, o que configura um espaço entre as copas das culturas. Esses padrões também foram observados por Balaguer et al. (2010) ao estudar a semivariância utilizando classificação de imagens de alta resolução (Digital Mapping Camera - 0,5 m), distinguindo-as com base na informação espacial de cada fisionomia e cultura.

O semivariograma experimental, representado pela nuvem de pontos (binned), é definido pela disposição espacial dos objetos das imagens de sensoriamento remoto, caracterizando as diferentes formas de uso do solo

(COLOMBO et al., 2003). A distância entre os pontos representam o intervalo entre os dados amostrados (BALAGUER et al., 2010).

Portanto, os semivariogramas experimentais de índices espectrais podem caracterizar satisfatoriamente o padrão espacial dos objetos-alvo da superfície terrestre (ZAWADZKI et al., 2005).

## REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. O suporte geoecológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 15-25.
- ALLISON, S. You can't not choose: embracing the role of choice in ecological restoration. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 15, p. 601-605, Dec. 2007.
- ANJOS, V. S. et al. Caracterização espectro-temporal de pastagens do Triângulo Mineiro utilizando dados MODIS EVI2 (2000 - 2010). **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 25, n. 1, p. 205-215, jan./abr. 2013.
- ARONSON, J. et al. Ecological restoration: a new frontier for nature conservation and economics. **Journal for Nature Conservation**, New York, v. 14, p. 135-139, Sept. 2006.
- ARONSON, J. et al. What role should government regulation play in ecological restoration?: ongoing debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 19, n. 6, p. 690-695, 2011.
- BALAGUER, A. et al. Definition of a comprehensive set of texture semivariogram features and their evaluation for object-oriented image classification. **Computers & Geosciences**, New York, v. 36, n. 2, p. 231-240, Feb. 2010.
- BJORKLAND, R.; PRINGLE, C. M.; NEWTON, B. A stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 68, n. 2, p. 99-125, May 2001.
- BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: 2002. p. 123-145.

BURGER, J. Environmental management: integrating ecological evaluation, remediation, restoration, natural resource damage assessment and long-term stewardship on contaminated lands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 400, p. 6-19, Aug. 2008.

CALMON, M. et al. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 19, p. 154-158, Mar. 2011.

COHEN, W. B.; SPIES, T. A.; BRADSHAW, G. A. Semivariograms of digital imagery for analysis of conifer canopy structure. **Remote Sensing Environment**, New York, v. 34, n. 3, p. 167-178, Dec. 1990.

COLOMBO, R. et al. Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 86, n. 1, p. 120-131, June 2003.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, jan./abr. 2005.

DOREN, R. F. et al. Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. **Ecological Indicators**, New York, v. 9, p. 2-16, Dec. 2009.

EITZEL, M. V. et al. Insights from a cross-disciplinary seminar: 10 pivotal papers for ecological restoration. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 20, n. 2, p. 147-152, Mar. 2012.

FARIA, R. A. V. B.; BOTELHO, S. A.; SOUZA, L. M. Diagnóstico ambiental de áreas do entorno de 51 nascentes localizadas no município de Lavras, MG. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 648-661, nov. 2012.

FELIX, I. M.; KAZMIERCZAK, M. L.; ESPINDOLA, G. M. RapidEye: a nova geração de satélites de observação da terra. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 7619-7622.

FLORENS, F. B. V.; BAIDER, C. Ecological restoration in a developing island nation: how useful is the science? **Restoration Ecology**, Tucson, v. 21, n. 1, p. 1-5, Jan. 2013.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 97 p.

FORUP, M. L. et al. The restoration of ecological interactions: plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 742-752, June 2008.

FREITAS, R. M. et al. Virtual laboratory of remote sensing series: visualization of MODIS EVI2 data set over South America. **Journal of Computational Interdisciplinary Sciences**, Brasília, v. 2, n. 1, p. 57-64, Mar. 2011.

GONÇALVES, R. R. V. et al. Analysis of NDVI time series using cross-correlation and forecasting methods for monitoring sugarcane fields in Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 33, n. 15, p. 4653-4672, Feb. 2012.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 249-269.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, New York, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, Dec. 2005.

LOMOV, B.; KEITH, D. A.; HOCHULI, D. F. Linking ecological function to species composition in ecological restoration: seed removal by ants in recreated woodland. **Austral Ecology**, Carlton, v. 34, n. 7, p. 751-760, Nov. 2009.

LUIZ, A. J. B.; FORMAGGIO, A. R.; EIPHANIO, J. C. N. Proposta de representação gráfica sintética da resposta espectral anual por município: o caso do EVI2 do MODIS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011. p. 17-24.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares: no contexto do Novo Código Florestal**. 3. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014. v. 1, 220 p.

MELO, F. P. L. et al. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 33, p. 395-404, Nov. 2013.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos de sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 3. ed. Viçosa, MG: UFV, 2005. 320 p.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 65, p. 197-206, jun. 2004.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. (Org.). **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2007. 127 p.

REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518, abr./jun. 2014.

RIBEIRO, C. A. D.; ABRAHÃO, C. P.; XAVIER, A. C. Correlações entre variáveis climáticas e séries multitemporais EVI em floresta natural e em cultivo agrícola. **Cerne**, Lavras, v. 15, n. 2, p. 196-204, abr./jun. 2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 260 p.

ROSENDO, J. S.; ROSA, R. A utilização de sensores com resolução moderada (MODIS) no estudo da vegetação na bacia do rio Araguari, MG. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 17, n. 33, p. 91-104, dez. 2005.

SCARIOT, E. C.; TRÊS, D. R.; REIS, A. Componente arbustivo-arbóreo de matas ciliares em restauração e remanescentes naturais inseridos em matriz silvícola, Rio Negrinho, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 401-412, abr./jun. 2014.

SCHAEFER, V. Alien invasions, ecological restoration in cities and the loss of ecological memory. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 17, p. 171-176, Mar. 2009.

SOUZA, L. M. et al. Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 4, p. 565-576, out./dez. 2012.

THOMPSON, B. A. Planning for implementation: landscape-level restoration planning in an agricultural setting. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 19, n. 1, p. 5-13, Jan. 2011.

UPRETY, Y. et al. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: practices and applications. **Ecoscience**, Sainte-Foy, v. 19, n. 3, p. 225-237, June 2012.

VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 17, n. 4, p. 451-459, July 2009.

WADE, M.; GURR, G.; WRATTEN, S. Ecological restoration of farmland: progress and prospects. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences**, London, v. 363, n. 1492, p. 831-847, Feb. 2008.

WANG, M. R. et al. Ecological restoration of polluted plain rivers within the haihe river basin in China. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 211, n. 1/4, p. 341-357, Sept. 2010.

XAVIER, A. C. et al. Multi-temporal analysis of MODIS data to classify sugarcane crop. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 27, n. 4, p. 755-768, Feb. 2007.

ZAWADZKI, J. et al. Applying geostatistics for investigations of forest ecosystems using remote sensing imagery. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 39, n. 4, p. 599-618, Nov. 2005.

**MONITORAMENTO ESPECTRO-TEMPORAL DE ÁREAS DE  
PRESERVAÇÃO PERMANENTE NO ENTORNO DE NASCENTES EM  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

SILVA, Rafaela Guimarães \*

VILAS BÔAS, Regiane Aparecida \*\*

ALVES, Marcelo de Carvalho \*\*\*

Botelho Soraya Alvarenga \*\*\*\*

**RESUMO**

Dentre os ecossistemas florestais, as matas ciliares desempenham importante papel na manutenção do equilíbrio ecológico, principalmente aquelas no entorno de nascentes. Porém, a expansão das atividades agrossilvopastoris tem comprometido parte desses ecossistemas ripários. A restauração dessas paisagens fragmentadas envolve fases de planejamento, implantação e monitoramento. Diante do exposto, o objetivo geral foi associar as informações das séries temporais derivadas de imagens de sensoriamento remoto às do diagnóstico ambiental e avaliar a trajetória do processo de restauração ecológica de Áreas de Preservação Permanente no entorno de nascentes em diferentes estágios de restauração do sul de Minas Gerais. Com base nos resultados do diagnóstico ambiental, houve uma diminuição do número de nascentes degradadas e um aumento de 38% das nascentes que apresentaram sucesso no processo de restauração ecológica. Além disso, devido a heterogeneidade das áreas, as assinaturas espectrais foram influenciadas pelas fisionomias não florestais no entorno de nascentes, contudo, com os valores acumulados de EVI2 de cada área no período de 2003 a 2012 foi possível separá-las em classes e compará-las com as áreas de referência, que são homogêneas (pixels puros). A correlação positiva entre os índices de vegetação e precipitação pluvial para alguns anos também mostraram que a chuva pode influenciar o desenvolvimento da vegetação. Portanto, as análises baseadas em séries temporais MODIS

\* Bióloga, mestre profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais Florestais – e-mail: [mgrafaelaaguimaraes@yahoo.com.br](mailto:mgrafaelaaguimaraes@yahoo.com.br)

\*\* Doutora em Engenharia Florestal, co-orientadora do trabalho – e-mail: [vilasboasfaria@gmail.com](mailto:vilasboasfaria@gmail.com)

\*\*\* Doutor em Agronomia, co-orientador do trabalho – e-mail: [marcelocarvalhoalves@gmail.com](mailto:marcelocarvalhoalves@gmail.com)

\*\*\*\* Doutora em Engenharia Florestal, orientadora do trabalho – e-mail: [marcelocarvalhoalves@gmail.com](mailto:marcelocarvalhoalves@gmail.com)

Artigo apresentado como requisito para obtenção do título de mestre profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais pela Universidade Federal de Lavras.

Submissão em periódico, 1º semestre de 2015.

associadas ao diagnóstico ambiental fornecem informações do uso e da cobertura do solo e podem contribuir para o monitoramento de áreas degradadas, principalmente para APPs no entorno de nascentes de pequenas propriedades rurais.

Palavras-chave: APP. Nascentes. Séries Temporais EVI2-MODIS. Diagnóstico Ambiental. Restauração Ecológica.

## 1. INTRODUÇÃO

Os projetos de restauração ecológica envolvem seis fases: planejamento conceitual, tarefas preliminares, planejamento da implementação, implementação do projeto, tarefas pós-implementação, avaliação e divulgação (RODRIGUES et al., 2009, MELO et al., 2013). No planejamento, a escolha das metodologias de restauração é importante para o sucesso do processo de sucessão natural (ALLISON, 2007). No entanto, existem algumas variáveis a ser analisadas, como a história do local, propriedades do solo, esporos, sementes, fragmentos de caules, micorrizas, espécies, populações e outros restos que podem influenciar a composição da comunidade (SCHAEFER, 2009). Assim, Lamb et al. (2005) mostraram que os objetivos do proprietário, as características do local (formas de uso do solo) e o custo da implantação também são critérios a serem considerados no planejamento, uma vez que práticas demoradas e caras muitas vezes não são executadas.

Após as fases do planejamento e implantação das atividades de restauração ecológica, deve haver o monitoramento (parte da fase tarefas preliminares) a fim de verificar se a sucessão natural está sendo estabelecida no local (ALLISON, 2007). O monitoramento é uma tarefa difícil, mas indispensável para avaliar a metodologia empregada, bem como a necessidade de maiores intervenções (BOTELHO e DAVIDE, 2002; RODRIGUES et al., 2009). O diagnóstico ambiental é uma ferramenta eficaz no monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica (PINTO et al., 2004, FARIA et al., 2012). Em zonas ripárias, o uso desse tipo de avaliação contínua é relevante, uma vez que são considerados ecossistemas sob condições específicas de ambiente (SCARIOT et al., 2014). O profissional habilitado pode elaborar um protocolo analisando as variáveis bióticas e abióticas da área tais como fisionomia e estrutura da vegetação, topografia, solo, relevo, fauna, entre outros

que auxiliem na visualização do processo de restauração da zona ripária (BJORKLAND et al., 2001).

Além desse tipo de análise, há ferramentas que podem ajudar no monitoramento de áreas degradadas, como o uso de sensores remotos orbitais como fonte de informação para análise temporal da superfície terrestre (ANTUNES e ESQUERDO, 2009). Dentre eles, destaca-se o sensor orbital MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo dos satélites TERRA (EOS-AM1) e AQUA (EOS-PM1) da NASA (National Aeronautics and Space Administration (FREITAS et al., 2012). Os dados obtidos com o sensor apresentam baixa resolução espacial, qualidade radiométrica satisfatória, alta repetitividade e com boa precisão geométrica (XAVIER et al., 2007).

Por meio das imagens do sensor MODIS são obtidas séries temporais dos índices de vegetação (EVI2) e de chuva (TRMM), os quais são disponibilizados gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Essa ferramenta permite analisar as mudanças de uso e cobertura da superfície terrestre a partir do ano 2000, no âmbito da América do Sul (FREITAS et al., 2011).

As informações obtidas da interpretação das séries temporais associadas ao diagnóstico ambiental *in situ* podem fornecer resultados relevantes para a análise do processo de restauração de APPs degradadas (nascentes) (ZHANG et al., 2013). Cada área com cobertura vegetal nativa ou antropizada possui assinatura espectral temporal, gerada com base na porcentagem de cobertura verde, fitofisionomia, estrutura e arquitetura da vegetação, ecofisiologia e ainda influenciada por variáveis climáticas, como a distribuição pluvial (FREITAS et al., 2011; LUIZ et al., 2011).

Diante do exposto, objetivou-se avaliar o processo de restauração ecológica em Áreas de Preservação Permanente no entorno de nascentes com a intenção de estabelecer bases para os programas de restauração ecológica e

avaliar possíveis fatores limitantes ao processo de monitoramento de APPs com diferentes níveis de degradação. Especificamente, o trabalho teve como objetivos: (i) avaliar o processo de restauração sobre o estado de conservação das APPs quanto às formas de uso do solo, estado de conservação da vegetação ripária e do solo nove anos após o início do processo de restauração ecológica; (ii) analisar possíveis mudanças de uso e cobertura da superfície terrestre no período de nove anos por meio de série temporais dos índices de vegetação (EVI2) e de chuva (TRMM) das APPs em processo de restauração ecológica.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Caracterização do local**

O estudo foi realizado em remanescentes florestais no entorno de vinte e nove nascentes localizadas nos municípios de Ingaí, Itumirim, Itutinga, Lavras, Nazareno e São João del-Rei (MG). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é uma transição entre Cwa e Cwb, caracterizados por clima temperado úmido com inverno seco e verão quente a moderadamente quente, respectivamente (SÁ JÚNIOR et al., 2012).

### **2.2 Diagnóstico ambiental das Áreas de Preservação Permanente do entorno das nascentes**

Entre 2004 e 2005, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) do entorno das vinte e nove nascentes foram isoladas em um raio de 50 metros de acordo com a legislação federal vigente. O modelo de restauração florestal utilizado foi a regeneração artificial, com o plantio de mudas de espécies nativas, com o espaçamento variando entre 5 x 5 m e 8 x 8 m, de acordo com o nível de perturbação de cada APP.

O acompanhamento do processo de restauração das APPs, foi realizado mediante avaliações dos aspectos florísticos, edáficos e hídricos (PINTO et al., 2004, 2005; ALVARENGA et al., 2006; ALVES et al., 2008, FERREIRA et al., 2009; FARIA et al., 2012; SOUZA et al., 2012)

O principal critério de seleção das Áreas de Preservação Permanente no entorno das nascentes para o diagnóstico ambiental foi o grau de perturbação. As APPs foram selecionadas com base nos resultados do diagnóstico ambiental de

Faria et al. (2012) e classificadas com base em Pinto et al. (2004): (a) Preservadas: há pelo menos 50 metros de raio de vegetação nativa ao redor do olho d'água em nascentes pontuais ou a partir do olho d'água principal em nascentes difusas; (b) Perturbadas: não há 50 metros de raio de vegetação nativa ao redor do olho d'água em nascentes pontuais ou a partir do olho d'água principal em nascentes difusas, mas há bom estado de conservação, podendo ser ocupadas por pastagem e/ou agricultura; e (c) Degradadas: quando há alto grau de perturbação, presença de pouca vegetação, solo compactado, presença de gado, com erosões e voçorocas num raio de 50 metros ao redor do olho d'água em nascentes pontuais ou a partir do olho d'água principal em nascentes difusas.

As APPs foram avaliadas por Faria et al. (2012) com base no modelo modificado de Bjorkland et al. (2001). Esse protocolo é composto por critérios de avaliação como caracterização geral da área e aspectos ambientais quanto ao estado de conservação da vegetação ripária, estado de conservação do solo e suas formas de uso (figura 1). Para a avaliação dos aspectos ambientais Faria et al. (2012) atribuíram diferentes pontuações e pesos em função da importância de cada aspecto ambiental.

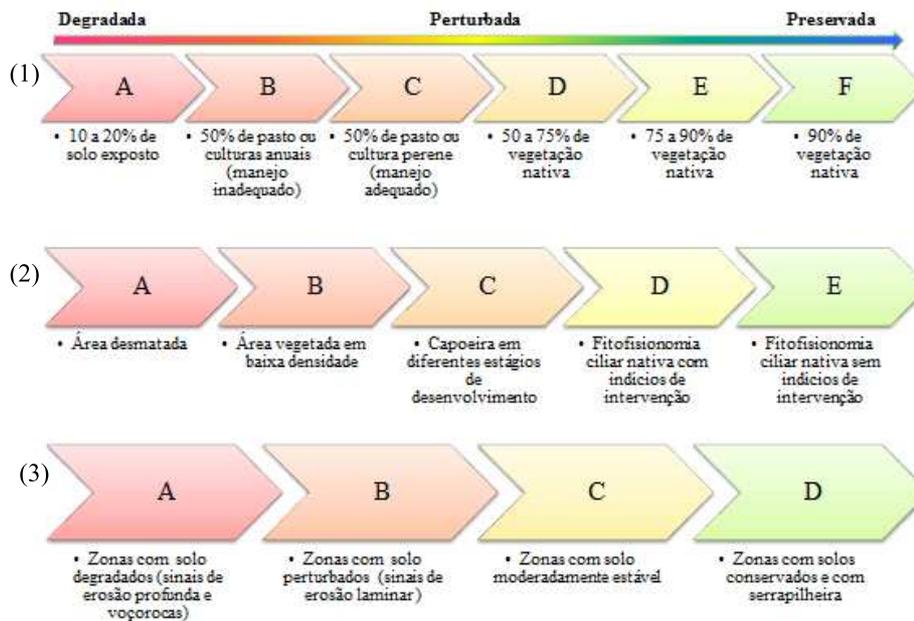


Figura 1 Fluxograma dos critérios adotados para os parâmetros (1) formas de uso de solo, (2) estado de conservação da vegetação ripária e (3) estado de conservação do solo.

### 2.3 Análise temporal

Durante as visitas ao campo em 2014, foram coletadas coordenadas geográficas de vinte e nove nascentes, que auxiliaram na obtenção das séries temporais através do website <http://www.dsr.inpe.br/laf/series.html>. A ferramenta utilizada para análise temporal, criada por Freitas et al. (2011), é uma associação de imagens de alta resolução de satélites espaciais fornecidos pelo servidor do *Google Maps* e dados baixa resolução do sensor MODIS/TERRA (MOD13Q1). O produto MOD13Q1 (coleção 005 – algoritmos validados) fornece um banco de dados que foram reprojetoados da projeção sinusoidal para a geográfica (Datum WGS84) com o auxílio do programa Modis Reprojection

Tools (MRT). A conversão de HDF (Hierarchical Data Format) para GeoTIFF visa assegurar a portabilidade desses dados entre os softwares usados (FREITAS et al., 2011). Com o uso desse produto é possível detectar mudanças no desenvolvimento vegetativo de cada fisionomia vegetal estudada, associando mudanças às condições biofísicas e fenológicas (ANDERSON et al., 2003).

O índice de vegetação adotado foi o EVI2 (Enhanced Vegetation Index 2) do MOD13Q1 com 250 m de resolução espacial e resolução temporal de 16 dias, que evidencia parâmetros estruturais da vegetação. O cálculo do EVI2 é baseado na oferta de pigmentos fotossintetizantes (JIANG et al., 2008), usando a reflectância de superfície das bandas espectrais do vermelho (Red) e do infravermelho próximo (NIR) (FREITAS et al., 2011):

$$EVI2 = \frac{2,5 \cdot NIR - Red}{(NIR + 2,4 \cdot Red + 1)} \quad (1)$$

O pixel MODIS representado por um polígono, com área mínima de 250 x 250 m, é uma aproximação do ponto marcado no *Google Maps*. Cada série temporal representam valores de EVI2 com filtro e sem filtro.

A série em azul (sem filtro) no gráfico EVI2 foi projetada usando as bandas de reflectância (vermelho e infravermelho próximo), de ângulo de visada do sensor, reflectância de banda espectral azul e data da observação do pixel. Já a série em vermelho (com filtro) é uma série temporal contínua, resultado de uma interpolação linear usando a data do pixel da imagem (composição de 16 dias) como base para fornecer séries temporais igualmente espaçadas utilizando a transformada *wavelet*.

Portanto, a série em vermelho (com filtro) assim como a banda espectral azul do EVI (Enhanced Vegetation Index) proposto por Huete et al. (2002) eliminam e reduzem, respectivamente, ruídos e incertezas associadas a

aerossóis atmosféricos. Partindo do ponto de vista funcional, EVI2 e EVI desempenham o mesmo papel fornecendo informações das propriedades biofísicas da vegetação (JIANG et al., 2008). Além da série EVI2-MODIS, é possível visualizar a precipitação (produto 3B43-V6), utilizando o TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission). As estimativas da precipitação são medidas mensalmente (milímetros) e é disponibilizada pela NASA e pela própria TRMM. Os dados do TRMM apresenta resolução espacial de 30km e possibilita a análise espacial e temporal da região sul de Minas Gerais (FRANCHITO et al., 2009; FREITAS et al., 2011).

Com as coordenadas geográficas das vinte e nove nascentes foi realizada uma análise preliminar das séries temporais de cada uma objetivando selecionar aquelas em que sua área (raio de 50 metros) ocuparia o pixel MODIS. Então, foram selecionadas cinco nascentes que atenderam esse critério e que apresentaram diferentes graus de perturbação (figura 2).

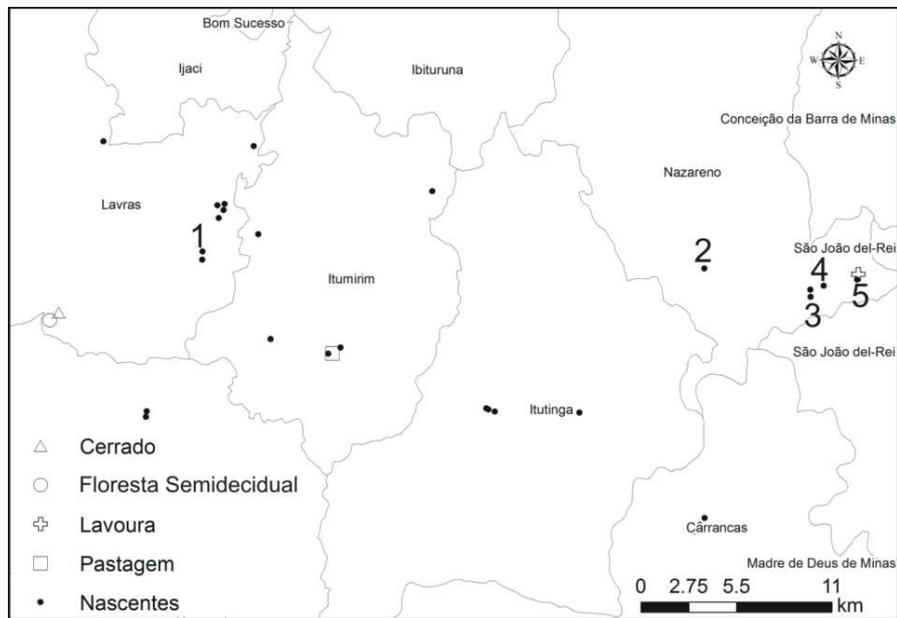


Figura 2 Localização das nascentes e áreas de referência no sul de Minas Gerais. As áreas de 1 a 5, representam as APPs selecionadas para análise temporal.

A figura 3 representa o pixel MODIS e sua área ocupada em parte pela nascente e APP e o restante pela sua vizinhança - pasto, lavoura ou mata ciliar. Por isso, as séries temporais podem registrar diferente sazonalidade, uma vez que a área não é homogênea e esta “vizinhança” pode interferir nos valores EVI2 (BERNARDES et al., 2012).

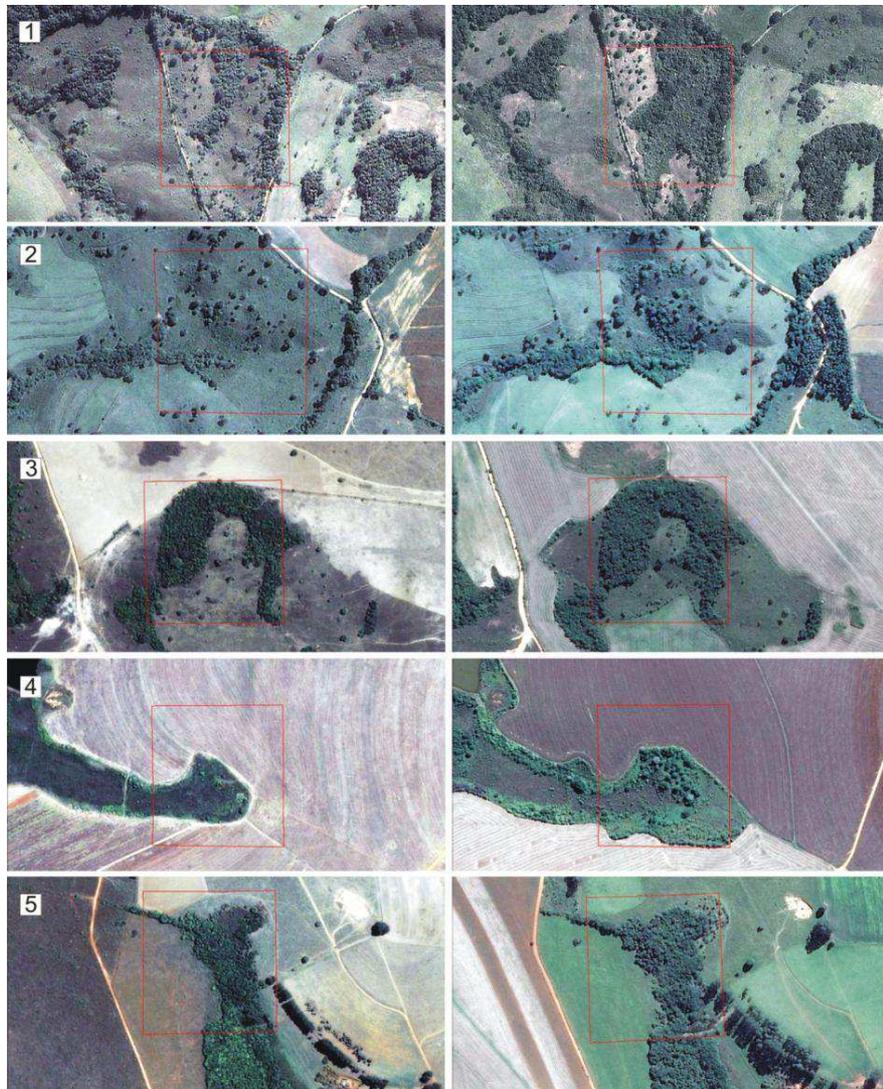


Figura 3 Imagens de alta resolução espacial obtidas no Google Earth e os polígonos representam o pixel EVI2-MODIS de 2003 (esquerda) e 2014 (direita). As áreas 1 a 5 representam as APPs selecionadas para análise temporal: preservada (1), perturbada (2, 3, 4 e 5).

Para efeito de comparação, foram selecionadas quatro áreas localizadas na região sul de Minas Gerais que ocuparam 100% do pixel MODIS,

denominadas como “áreas de referência”. Essas áreas foram escolhidas de acordo com a fisionomia vegetal, a forma de uso do solo e localização (Figuras, 2 e 4):

- \* Cerrado: caracterizado como Cerrado *Stricto Sensu* (figura 3A), composto por árvores de pequeno a médio porte (até 10 m de altura), arbustos e herbáceas, localizado no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, município de Lavras, MG (OLIVEIRA-FILHO e FLUMINHAN-FILHO, 1999);
- \* Floresta Estacional Semidecidual: caracterizada como vegetação em estágio avançado de sucessão, apresentando árvores de 16 a 20 m de altura e adjacente a um curso d’água (figura 3B), localizada no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (Lavras, MG) (OLIVEIRA-FILHO e FLUMINHAN-FILHO, 1999);
- \* Pasto: área plana ocupada por pasto de capim braquiária (figura 3C), localizado próximo a uma das APPs desse estudo (Itumirim, MG).
- \* Lavoura de Soja: área ocupada pela cultura de soja (figura 3D) localizada no município de São João del-Rei, MG.

Os critérios adotados para a seleção partiram do pressuposto de que as séries temporais dessas áreas fornecem um comportamento espectral para cada fisionomia, uma vez que ocupam 100% do pixel MODIS e são homogêneas (FREITAS et al., 2011; BERNARDES et al., 2012), denominados pixels “puros”. As áreas cobertas por vegetação nativa foram classificadas como preservadas e foram utilizadas como referência para explicar as variações dos valores de EVI2 (sazonalidade) encontradas nas séries temporais das APPs assim como as de uso antrópico.

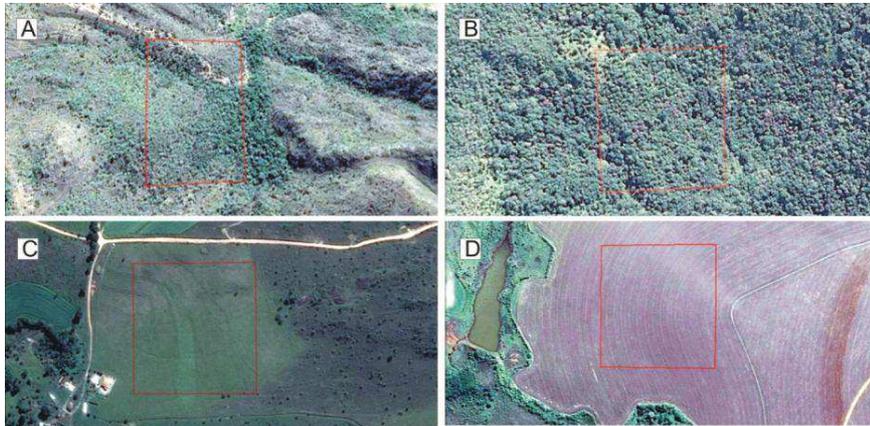


Figura 4 Imagens de alta resolução espacial obtidas no Google Earth e os polígonos representam o pixel EVI2-MODIS. As áreas A, B, C e D são referentes às fisionomias Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual, Pastagem e Lavoura, respectivamente.

As APPs foram selecionadas para análise temporal considerando o raio maior ou igual a 50 metros, pelo limite de resolução espacial do pixel MODIS, bem como o grau de perturbação da vegetação nativa. O grau de perturbação de cada APP foi definido mediante o diagnóstico ambiental, portanto, para análise temporal tem-se 1 APP preservada e 4 perturbadas (figura 4). Na figura 4, observou-se a evolução da restauração ambiental de cada nascente analisando as imagens do Google Earth, nas quais foram destacadas polígono que define o pixel MODIS, possibilitando a visualização da mudança da vegetação e da área. Dentre as APPs perturbadas há diferentes graus de perturbação, sendo a APP 4 a mais perturbada e a 5 menos perturbada, seguida pela APP 3 e APP 2.

#### 2.4 Análise estatística

Foram calculadas a média, mediana, variância, mínimo, máximo, e acumulado para os valores de EVI2 de 2003 a 2012 de cada APP e área de referência. O período escolhido começou com 2003 que foi o ano anterior à

implantação dos métodos de restauração ecológica até 2012, último ano em que as séries temporais EVI2 estão disponíveis. A ferramenta utilizada para a análise temporal plota EVI2 em função da precipitação pluvial, podendo representar uma possível correlação. Essa correlação foi medida utilizando o coeficiente de correlação de Pearson e as médias mensais do EVI2 de 2003 a 2012 e a precipitação mensal, em nível de significância de 95% (valor  $p < 0,05$ ). Partiu-se do pressuposto que o ganho ou perda de biomassa foliar esteja correlacionado positivamente com o índice de chuva (BERNARDES et al., 2012). Para a análise estatística foi utilizado o software *Statistica* versão 7.0.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os resultados do diagnóstico ambiental mostraram que houve uma diminuição do número de APPs degradadas e um aumento de 38% das APPs que demonstraram sucesso no processo de restauração ecológica passando de degradada para perturbada (9) ou para a categoria de preservada (2). Algumas APPs (11) permaneceram no mesmo grau de perturbação diagnosticado em 2005 (Figura, 5).

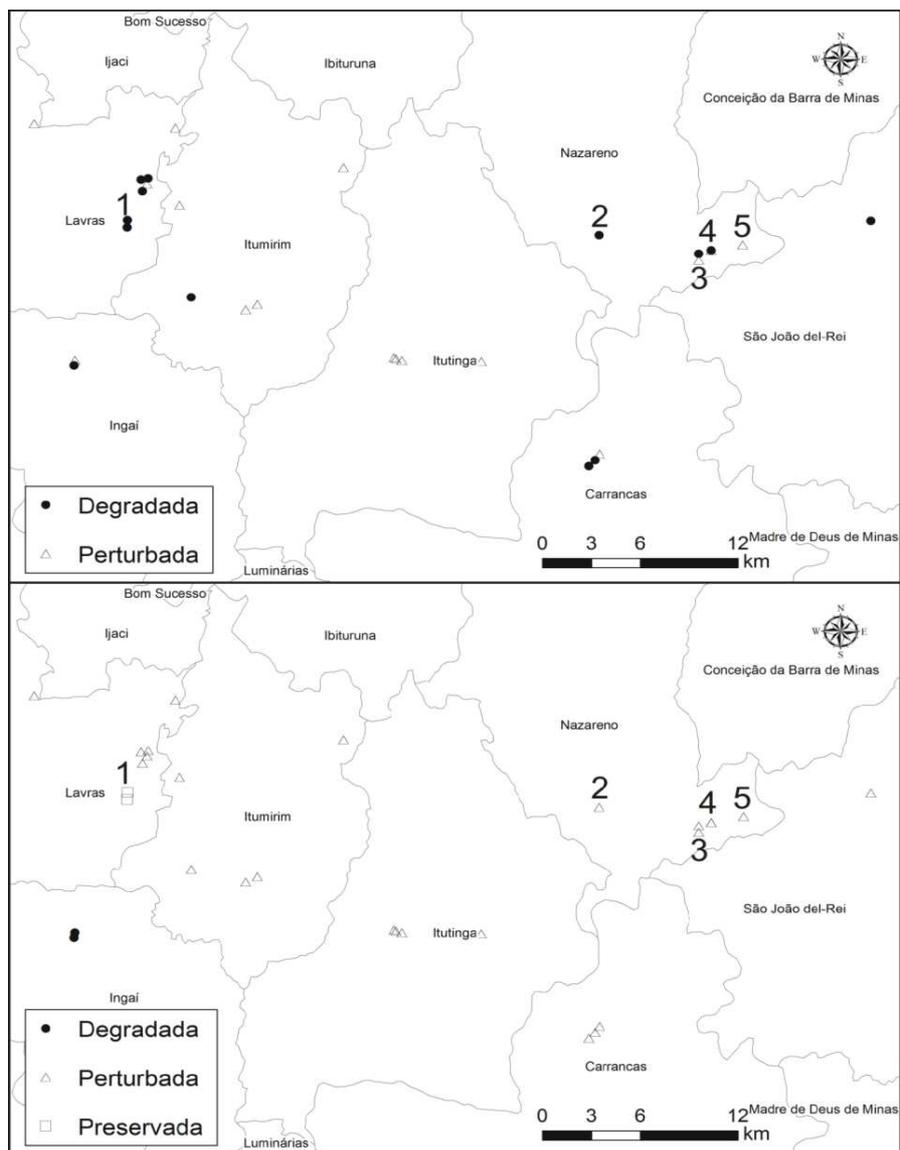


Figura 5 Diagnóstico ambiental do estado de conservação de 29 APPs avaliadas no sul de Minas Gerais, em 2005 (superior) e 2014 (inferior). As áreas de 1 a 5, representam as APPs selecionadas para análise temporal.

Em relação às formas de uso do solo, 37,93% das nascentes apresentaram mais de 50% de vegetação nativa em sua área de entorno. Ainda há nascentes que apresentam mais de 50% de sua área ocupada por culturas agrícolas ou pastagem, totalizando em 12 nascentes (41,38%) que preenchem as categorias B e C. As APPs que se enquadraram nestas categorias mesmo cercadas apresentaram vestígios de pisoteio de gado, local para dessedentação de animais, mostrando que apenas o incentivo a restauração das APPs não é o suficiente. As demais APPs foram distribuídas nas categorias A, E e F com 2 APPs e 6,90% cada uma. Esses resultados demonstram que o manejo inadequado do solo e a sua forma de ocupação interferem diretamente na dinâmica florestal do ecossistema ripário, i.e. a presença de gado compacta o solo e afeta a regeneração natural de diversas espécies nativas (RODRIGUES et al., 2009; AGUIAR et al., 2011; FERREIRA et al., 2011). Na região estudada, a redução de matas ciliares e a conversão dessas APPs em pastagem e lavoura para a agricultura familiar é comum, devido à predominância de pequenas propriedades rurais.

Quanto ao “estado de conservação da vegetação ripária”, constatou-se que 82,76% (somatório da frequência das categorias C e D) das nascentes apresentam vegetação em seu entorno caracterizada como “Mata” ou “Cerrado”, ou ainda como “Capoeira em diferentes estágios em desenvolvimento”, com presença ou ausência de intervenção antrópica. Já as categorias A e B representadas por duas APPs cada (6,90%) refletem o cenário de ecossistemas ripários em estágio avançado de degradação sem indícios de regeneração natural. Desta forma, os fragmentos florestais do entorno das nascentes funcionam como núcleos potenciais de propagação de sementes e grãos de pólen, fluxo de organismos e de recolonização local (REIS et al., 2014; SCARIOT et al., 2014).

A regeneração artificial usada como método de restauração nas APPs serve como fonte de disseminação de propágulos. No entanto, a taxa de sobrevivência destas mudas foi baixa em muitas nascentes diagnosticadas, inferior a 30%. Em contraste, foi observada a presença de estrato regenerativo potencial juntamente com as mudas sobreviventes. Um dos fatores limitantes da revegetação destas APPs através da condução da regeneração natural e do plantio de mudas nativas é o capim exótico, o mais comum é o *Brachiaria* sp., o qual deve ser controlado visando garantir a sobrevivência e estabelecimento dos indivíduos regenerantes (FERREIRA et al., 2011; MARTINS, 2014).

Em referência ao “estado de conservação do solo”, 72,41% (categoria C) das nascentes apresentam solos cobertos por vegetação nativa, ou capim exótico, ou cultura anual, de forma que o escoamento superficial é absorvido ou retido em sua maior superfície. Em contrapartida, o diagnóstico ambiental realizado nos anos de 2004 e 2005 revelou que 45,09% das APPs apresentavam solo compactado (pisoteio de gado), com sinais de erosão laminar e com estrato regenerativo pobre (FARIA et al., 2012). Nesse aspecto, observou-se que o sucesso do processo de restauração de grande parte das nascentes é devido ao isolamento dessas áreas, o controle do capim *Brachiaria* sp. e o plantio de mudas. Essas medidas foram importantes para a contenção dos processos erosivos e demais fenômenos de degradação do solo (tabela 1) (PINTO et al., 2005; SOUZA et al., 2010).

Tabela 1: Relação das 29 APPs diagnosticadas quantos aos aspectos ambientais, distribuídas em suas respectivas categorias, com base no modelo “Stream Visual Assessment Protocol”

Forma de uso do solo	Número de nascentes	Frequência (%)
A	2	6,90
B	4	13,79
C	8	27,59
D	11	37,93
E	2	6,90
F	2	6,90
Estado de conservação da vegetação ripária		
A	2	6,90
B	2	6,90
C	14	48,28
D	10	34,48
E	1	3,45
Estado de conservação do solo		
A	0	0,00
B	6	20,69
C	21	72,41
D	2	6,90
Total	29	100,00

Fonte: Modelo adaptado de Bjorkland et al. (2001)

Uma avaliação multitemporal pode fornecer informações importantes sobre o processo da restauração e/ou degradação de ecossistemas florestais (LAMBIN e LINDERMAN, 2006).

Dessa forma, comparando os padrões sazonais das áreas de referência com as séries temporais das cinco nascentes, foi possível verificar a qual padrão de resposta espectral cada nascente mais se aproxima (figuras 6 e 7).

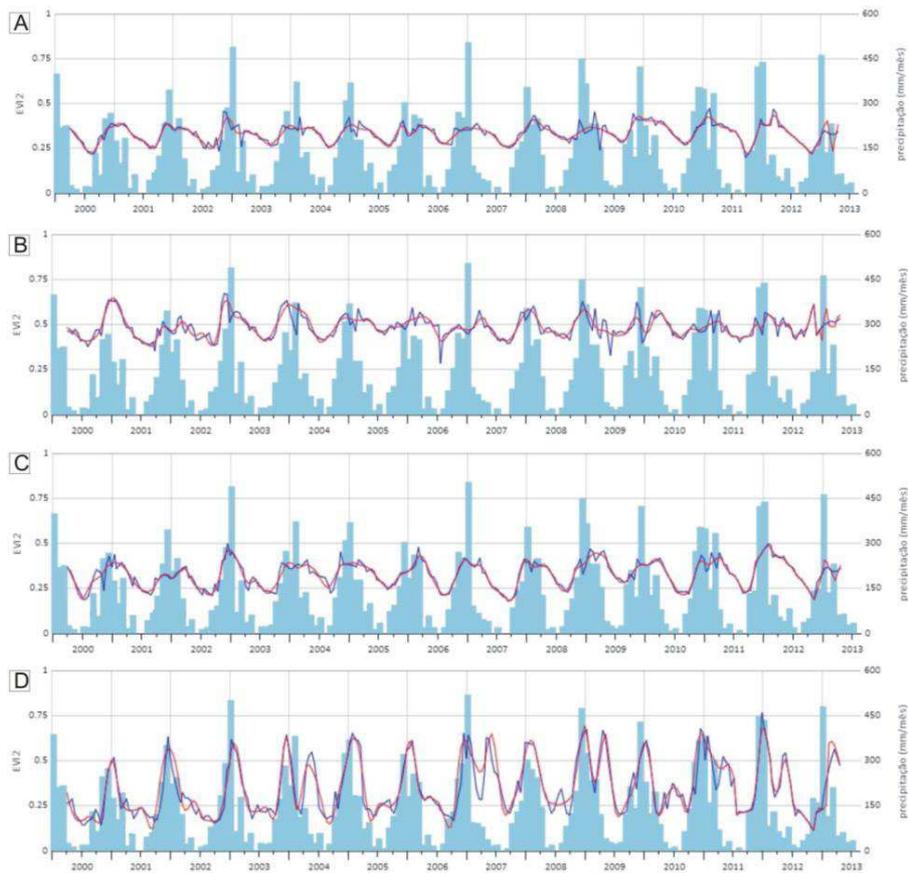


Figura 6 Assinatura temporal do EVI2 (linha azul) e EVI2 ajustado por wavelet (linha vermelha) das áreas A, B, C e D referentes às fisionomias Cerrado, Floresta Semidecidual, pastagem e lavoura, respectivamente. O histograma refere-se à precipitação nas áreas.

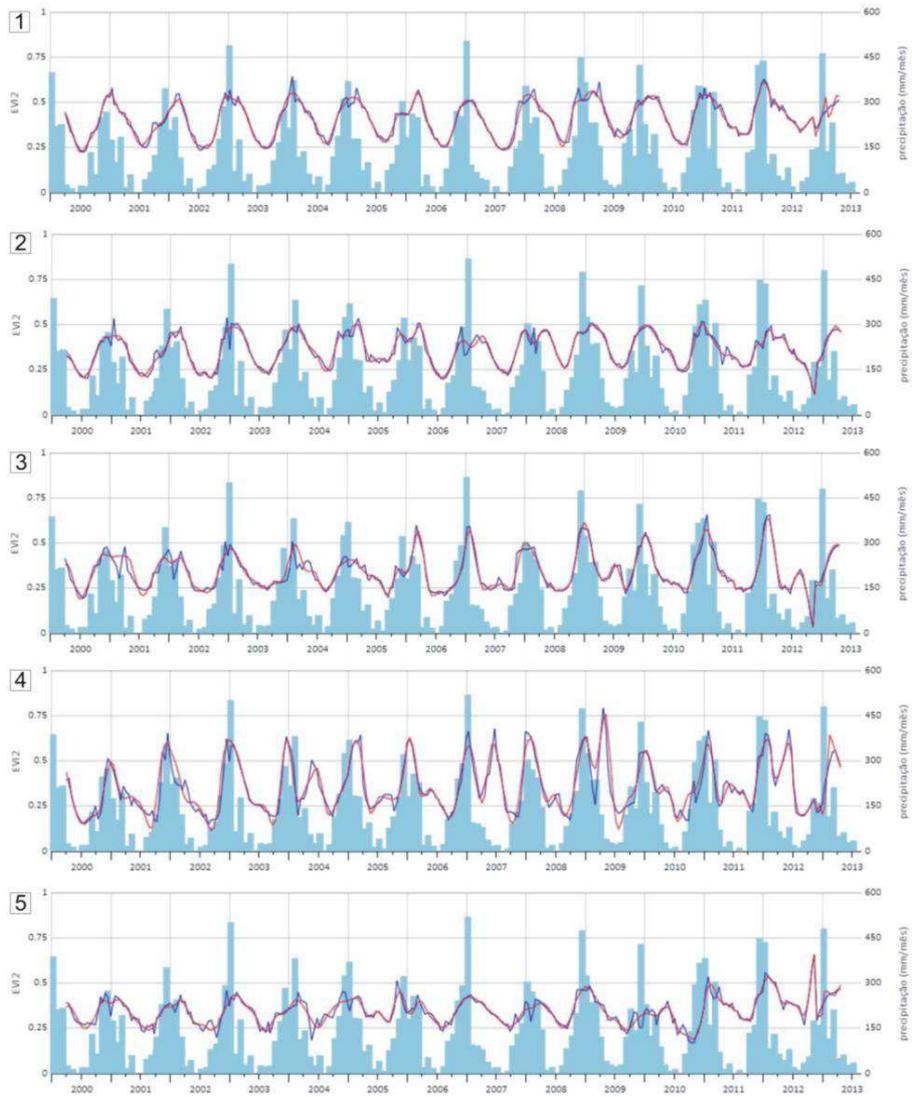


Figura 7 Assinatura temporal do EVI2 (linha azul) e EVI2 ajustado por wavelet (linha vermelha) das APPs 1, 2, 3, 4 e 5 nas propriedades. O histograma refere-se à precipitação pluvial nas áreas.

A nascente 1 (figura 7) diagnosticada como preservada se assemelha ao padrão de resposta espectral da “Floresta Estacional Semidecidual” (figura 6B) quando foi analisado os picos das séries EVI2-MODIS, as quais atingem valores superiores a 0,5 em períodos chuvosos. Em contrapartida, em tempos de seca, os valores de EVI2 declinaram entre 0,25 e 0,5, assemelhando-se ao padrão Cerrado (figura 6A), caracterizada como vegetação arbórea de menor porte e predominância de estrato herbáceo-arbustivo (OLIVEIRA-FILHO & FLUMINHAN-FILHO, 1999; LOEBMANN et al., 2012). O comportamento espectral da APP da nascente 1 retrata em parte o processo de sucessão natural, a qual é composta por um gradiente de indivíduos arborescentes que atingem mais de 8 metros de altura localizadas ao redor do olho d’água.

As diferenças entre as áreas de referência e a APP da nascente 1 estão relacionadas parcialmente ao efeito de borda, tamanho e forma do fragmento. O tamanho e a forma do fragmento florestal determina a dimensão do efeito de borda que liga esta fisionomia florestal a outras não florestais de entorno (RODRIGUES et al., 2009). Quanto mais estreito o fragmento florestal maior o efeito de borda (AB’SABER, 2000) e, seu efeito inclui mudanças ecológicas e microclimáticas capazes de interferir nos níveis de luz, temperatura, umidade e vento que agem diretamente sob os valores de EVI2, definidos pela disponibilidade de pigmentos fotossintetizantes (faixas do vermelho e do infravermelho próximo) (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

É sabido que fatores climáticos interferem diretamente no desenvolvimento da vegetação, principalmente, em sua fenologia (RIBEIRO et al., 2009), e embora as séries temporais possam sofrer influência das áreas circunvizinhas às APPs das nascentes, há relação entre os índices de vegetação e chuva (BERNARDES et al., 2012). Os valores do coeficiente de correlação de Pearson revelam que as médias da precipitação são, consideravelmente, coincidentes com os de EVI2 para a nascente 1 para todos os anos (tabela 2)

(valor- $p < 0,05$ ). Em campo, foi observado o avanço da sucessão natural na nascente 1, e com base em sua atual estrutura e outros relatos de restauração ecológica da vegetação (PINTO et al., 2004; FARIA et al., 2012; SOUZA et al., 2012), observa-se que seu padrão aproxima-se ao da “Floresta Estacional Semidecidual”, mesmo que ainda haja um grande número de espécies pioneiras quando comparada a vegetação primária do Parque Quedas do Rio Bonito (Lavras, MG).

Tabela 2 Relação significativa (valor  $p < 0,05$ ) entre EVI2 e precipitação pluvial (TRMM) para todas as nascentes (representadas pelos números de 1 a 5 na primeira coluna à esquerda) usando coeficiente de correlação de Pearson.

		<b>Ano</b>									
		<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>
<b>1</b>	<b>r</b>	0,65	0,77	0,69	0,63	0,63	0,76	0,65	0,64	0,79	0,62
<b>2</b>	<b>r</b>	0,63	0,80	0,77	0,72	-	-	0,78	0,78	0,75	-
<b>3</b>	<b>r</b>	-	0,75	0,66	-	0,64	0,96	0,66	0,65	0,64	-
<b>4</b>	<b>r</b>	0,73	-	0,61	0,61	-	0,88	-	0,59	0,67	-
<b>5</b>	<b>r</b>	-	0,74	0,78	0,69	0,53	0,75	-	-	-	-

- não significativo

As nascentes 2 e 3 (figura 7) foram caracterizadas como “capoeira em diferentes estágios de desenvolvimento”, constituídas por estratos não contínuos com indivíduos de diversas alturas apresentando comportamentos espectrais semelhantes a vegetação herbáceo-arbustiva descrita por Loebmann et al. (2012). Esses valores são sensíveis a variações na estrutura da vegetação, tais como índice de área foliar (LAI), tipo e arquitetura do dossel, fisionomia da planta, forma das folhas (JIANG et al., 2008) e, ainda, influência das fisionomias não florestais. Esta justificativa também se aplica a queda do EVI2

no final de 2012, que também pode ser influenciado pela disponibilidade hídrica (GONÇALVES et al., 2012).

A diferença entre as séries temporais EVI2-MODIS das duas nascentes supracitadas está nas fisionomias não florestais do entorno que podem influenciar o comportamento espectral (LAMBIN e LINDERMAN, 2006). Devido a presença de pequenas áreas de lavoura no interior do pixel MODIS, a nascente 3 apresentou ciclos fenológicos mais curtos nos anos de 2006, 2007, 2009, 2010, 2011 e 2012 (figura 7). Esse padrão de resposta espectral é característico de cultura temporária (LOEBMANN et al., 2012). Em contraste, a nascente 2 apresenta pasto no entorno de sua APP e dependendo da intensidade do pastoreio do gado e do manejo, estas atividades podem interferir nas séries temporais (KELLNER et al., 2011).

Partindo do mesmo ponto de vista, segue o padrão de resposta espectral da nascente 4 (figura 7) que apresenta quase 50% do pixel MODIS ocupado por lavoura de soja. Esse tipo de cultura temporária tem ciclos fenológicos curtos (cerca de 3 meses), apresentando perda de clorofila e rápida queda das folhas no fim do verão. Esta fase de senescência explica os valores do índice de vegetação (KUPLICH et al., 2013). A assinatura espectral da nascente 4 se assemelha a sua área vizinha, “lavoura” (figura 6D), apresentando valores EVI2 acima de 0,5 em períodos chuvosos e abaixo de 0,25 em tempos de seca. O comportamento sazonal da nascente 4 e da “lavoura” possibilita visualizar as fases de plantio, crescimento, maturação e colheita (ZHANG et al, 2003), considerando que a presença de dois picos anuais de EVI2 representa alternância de cultivo rotacionado com a cultura de milho (KUPLICH et al., 2013). Além disso, a correlação entre o EVI2 e TRMM (precipitação) da nascente 4 é positiva para os anos 2003, 2005, 2006, 2008, 2010 e 2011 (tabela 2), nos quais não houve o cultivo alternado de cultura de verão (soja) e inverno (milho) (GONÇALVES et al., 2012).

Finalmente, as séries temporais da nascente 5 (figura 7) entre os anos 2003 e 2010 são representadas por flutuações mais suaves. A partir de 2011, esse padrão fenológico começa a mudar gradativamente apresentando incrementos dos valores de EVI2, aproximando-se do padrão de “Floresta Estacional Semidecidual” (figura 6A). Esse comportamento sazonal demonstra o ganho de biomassa vegetal, podendo ser representado pela elevada taxa de indivíduos regenerantes no interior da nascente (cerca de 70% de mudas nativas sobreviventes). Segundo Luiz et al. (2011), a oferta de pigmentos fotossintetizantes está relacionada com os valores de EVI2, isto é, ao passo que a vegetação se torna mais densa maior é o valor de EVI2. Além disso, a pastagem no entorno da APP é bem manejada, contribuindo também para níveis de EVI2 mais altos.

A precipitação pluvial (TRMM) foi a mesma para as nascentes 2, 3, 4 e 5 que estão localizadas no município de Nazareno (MG). Isto é, verificou-se que apesar da chuva influenciar o padrão de resposta espectral, é o desenvolvimento da vegetação, sua composição, arquitetura e a estrutura vegetal que foram capazes de definir o comportamento espectral dessas APPs (JIANG et al., 2008; GONÇALVES et al., 2012).

A fim de discriminar as nascentes e as áreas de referência foram acumulados os valores do EVI2 do período de 2003 a 2012, o que possibilitou separá-las em classes e posteriormente compará-las (Figura, 8). Visualizou-se os maiores valores de EVI2 alcançados pela nascente 1 e Floresta Estacional Semidecidual, áreas que apresentaram picos de EVI2 acima de 0,5 em períodos chuvosos, exibindo comportamentos sazonais semelhantes no vigor vegetativo. Assim como o perfil temporal da nascente 4 aproximou-se mais da lavoura. Em contrapartida, os valores acumulados de EVI2 das demais nascentes e das áreas de referência (pastagem e Cerrado) se sobrepuseram, podendo ser explicado pela circunvizinhança das 3 nascentes constituída por pastagem, e ainda pela

vegetação rala da área Cerrado. Além disso, é possível observar que em ordem decrescente de valores EVI2 estão as classes Floresta Estacional Semidecidual, Lavoura, Pastagem e Cerrado, conforme resultados de Rosendo e Rosa (2005) e Anjos (2013). Esses autores utilizaram esta técnica para discriminar as áreas de estudo do Triângulo Mineiro com o uso de séries temporais MODIS.

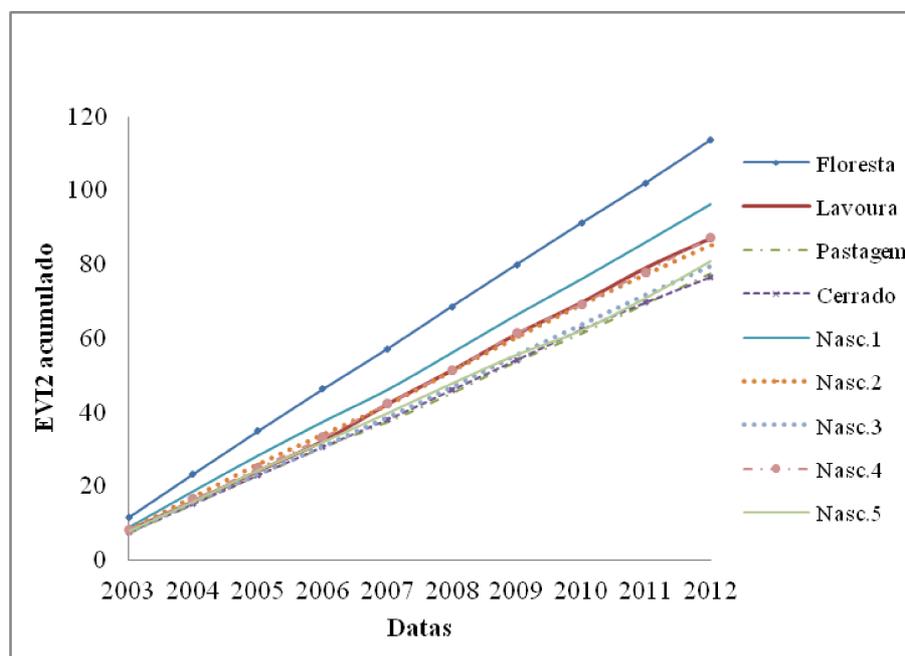


Figura 8 EVI2 acumulado das áreas de referência e das APPs para o período de 2003 a 2012.

Os parâmetros do diagnóstico que em conjunto revelam as condições ambientais de cada nascente representam o seu atual estado de conservação e os rumos que a restauração ecológica das APPs estão tomando. Nesse aspecto, a comparação dos diagnósticos ambientais realizados em 2005 e 2014 mostra o sucesso do processo de restauração de algumas nascentes e a degradação de outras. Apesar da agricultura familiar ser predominante na região sul de Minas Gerais, a presença de remanescentes de vegetação nativa em paisagens

fragmentadas ainda é essencial para desencadear ou acelerar o processo de restauração das áreas degradadas, favorecendo a condução da regeneração natural e o restabelecimento de processos ecológicos (SCARIOT et al., 2012, GROSS et al., 2013).

Os comportamentos sazonais das cinco nascentes revelam que não existem um padrão de resposta espectral para cada uma delas, o qual é influenciado pela heterogeneidade de fisionomias florestais e não florestais, e especificamente, pelo conjunto de espécies vegetais que constituem estas paisagens fragmentadas (AGUIAR et al., 2011). Resposta semelhante foi encontrada por Clark et al. (2010) avaliando perfis temporais de áreas nativas e de cultivo agrícola da ecorregião do Chaco, na Argentina. Já as áreas de referência ocupam todo o pixel MODIS homogeneamente, denominados pixels “puros”, apresentando padrões de resposta espectral (ROSENDO e ROSA, 2005, FREITAS et al., 2011, GONÇALVES et al., 2012, ANJOS et al., 2013, BROWN et al., 2013, KUPLICH et al., 2013).

Embora as nascentes fossem heterogêneas, baseado nos valores acumulados de EVI2 foi possível compará-las com as áreas de referência e visualizar a qual classe de pixel puro determinada nascente mais se aproximava ou assemelhava (ROSENDO e ROSA, 2005; ANJOS et al. 2013).

As séries temporais MODIS podem fornecer informações acerca do processo de restauração da vegetação ciliar, como foi observado em um estudo realizado por Sun et al. (2011), no qual utilizou o SINDVI (NDVI sazonalmente integrado) para avaliar o processo de recuperação do Baixo Rio Tarim após o desvio das águas do Lago Bosten para o seu curso e a revegetação da zona ripária desde a implantação do projeto do Governo da China em 2000 até 2007. O padrão sazonal e a correlação positiva entre os índices de vegetação e chuva encontrada em muitas nascentes revelam que o desenvolvimento vegetativo é dependente da chuva mesmo que ainda haja uma defasagem temporal (RIBEIRO

et al., 2009). Portanto, as flutuações do EVI2 ao longo do ano podem expressar o estresse fisiológico, aumento da atividade fotossintética e do vigor vegetativo (JIANG et al., 2008), todos esses fenômenos influenciados por variáveis climáticas (FONTANA et al., 2007).

#### 4. CONCLUSÕES

O diagnóstico ambiental juntamente com as assinaturas espectrais das APPs demonstraram que:

- A restauração ecológica iniciada há nove anos por meio de regeneração artificial, isolamento da área e controle de espécies invasoras demonstrou capacidade de conter a degradação e estimular o processo de sucessão natural nas APPs.

- Com base no comportamento espectral de cada área foi possível avaliar as mudanças que ocorreram ao longo do tempo, seja o progresso da sucessão natural das APPs no entorno das nascentes ou o avanço de culturas agrícolas/pastagem para o interior das APPs.

Tais resultados dessa metodologia estabelecem bases para programas de restauração ecológica e possibilita avaliar fatores limitantes ao processo de monitoramento de APPs com diferentes níveis de degradação.

**THE SPECTRE-TEMPORAL MONITORING OF PERMANENT  
PRESERVATION AREAS SURROUNDING THE SPRINGS IN THE  
PROCESS OF ECOLOGICAL RESTORATION**

**ABSTRACT**

Among forest ecosystems, riparian forests play an important role in maintaining the ecological balance, especially those around springs. However, the expansion of agroforestry activities has committed part of these riparian ecosystems. The restoration of these fragmented landscapes involves planning, implementation and monitoring. Thus, the aim was to associate the information of the remote sensing time series and environmental diagnosis and to evaluate the trajectory of ecological restoration process of Permanent Preservation Areas around springs in different restoration stages in southern of Minas Gerais. Based on the results of the environmental diagnosis, there was a decrease in the number of degraded springs and an 38% increase of the springs that were successful in the ecological restoration process. In addition, due to the heterogeneity of the areas, the spectral signatures were not influenced by non-forest formations around springs. However, with the accumulated EVI2 values of each area in the 2003-2012 period was possible to separate them into classes and compare them with reference areas which are homogeneous (pure pixels). The positive correlation between vegetation indexes and rainfall for some years have also shown that rain can influence the vegetation development. Therefore, the analyzes based on MODIS time series associated with the environmental diagnosis provide information on the use and land cover and can contribute to the degraded areas monitoring, mainly for APPs around of small farms springs.

Keywords: PPA. Springs. EVI2-MODIS Timeseries. Environmental Diagnosis. Ecological Restoration.

## REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 15-25.
- AGUIAR, F. C.; FERNANDES, M. R.; FERREIRA, M. T. Riparian vegetation metrics as tools for guiding ecological restoration in riverscapes. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, Les Ulis, v. 402, n. 21, p. 1-12, Nov. 2011.
- ALLISON, S. You can't not choose: embracing the role of choice in ecological restoration. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 15, n. 4, p. 601-605, Dec. 2007.
- ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372, out./dez. 2006.
- ALVES, M. C. et al. Variabilidade espacial de variáveis geobiofísicas nas nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 5, p. 527-535, set./out. 2008.
- ANDERSON, L. O. et al. **Sensor MODIS: uma abordagem geral**. São José dos Campos: INPE, 2003. 86 p.
- ANJOS, V. S. et al. Caracterização espectro-temporal de pastagens do Triângulo Mineiro utilizando dados MODIS EVI2 (2000 - 2010). **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 25, n. 1, p. 205-215, jan./abr. 2013.
- ANTUNES, J. F. G.; ESQUERDO, J. C. D. M. Monitoramento agrícola usando análise harmônica de séries temporais de dados NDVI/AVHRR-NOAA. In:

SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 49-55.

BERNARDES, T. et al. Monitoring biennial bearing effect on coffee yield using MODIS remote sensing imagery. **Remote Sensing**, Basel, v. 4, n. 9, p. 2492-2509, Aug. 2012.

BJORKLAND, R.; PRINGLE, C. M.; NEWTON, B. A stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 68, n. 2, p. 99-125, May 2001.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: 2002. p. 123-145.

BROWN, J. C. et al. Classifying multiyear agricultural land use data from Mato Grosso using time-series MODIS vegetation index data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 130, p. 39-59, Mar. 2013.

CLARK, M. L. et al. A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: a case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 114, n. 11, p. 2816-2832, Nov. 2010.

FARIA, R. A. V. B.; BOTELHO, S. A.; SOUZA, L. M. Diagnóstico ambiental de áreas do entorno de 51 nascentes localizadas no município de Lavras, MG. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 648-661, nov. 2012.

FERREIRA, M. J. et al. Avaliação da regeneração natural em nascentes perturbadas no município de Lavras, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 109-129, mar./abr. 2009.

FERREIRA, R. A. et al. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 2, p. 265-277, mar./abr. 2011.

FONTANA, D. C.; ALMEIDA, T. S.; JACÓBSEN, L. O. Caracterização da dinâmica temporal dos Campos do Rio Grande do Sul por meio de imagens AVHRR/NOAA. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Piracicaba, v. 15, n. 1, p. 69-83, 2007.

FRANCHITO, S. H. et al. Validation of TRMM precipitation radar monthly rainfall estimates over Brazil. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 114, n. D2, p. 1-9, Jan. 2009.

FREITAS, R. M. et al. Virtual laboratory of remote sensing series: visualization of MODIS EVI2 data set over South America. **Journal of Computational Interdisciplinary Sciences**, Brasília, v. 2, n. 1, p. 57-64, Mar. 2011.

GONÇALVES, R. R. V. et al. Analysis of NDVI time series using cross-correlation and forecasting methods for monitoring sugarcane fields in Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 33, n. 15, p. 4653-4672, Feb. 2012.

GROSS, D. et al. Monitoring land cover changes in African protected areas in the 21st century. **Ecological Informatics**, New York, v. 14, p. 31-37, Mar. 2013.

HUETE, A. et al. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 83, n. 1, p. 195-213, Nov. 2002.

JIANG, Z. et al. Development of a two-band Enhanced Vegetation Index without a blue band. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, n. 10, p. 3833-3845, Oct. 2008.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 249-269.

KELLNER, J. R. et al. Remote analysis of biological invasion and the impact of enemy release. **Ecological Applications**, Tempe, v. 21, n. 6, p. 2094-2104, Sept. 2011.

KUPLICH, T. M.; MOREIRA, A.; FONTANA, D. C. Série temporal de índice de vegetação sobre difere tipologias vegetais no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 10, p. 1116-1123, out. 2013.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, New York, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, Dec. 2005.

LAMBIN, E. F.; LINDERMAN, M. Time series of remote sensing data for land change science. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 44, n. 7, p. 1926-1928, July 2006.

LOEBMANN, D. G. S. W. et al. **Interpretação de alvos a partir de imagens de satélite de média resolução espacial**. Campinas: EMBRAPA Monitoramento por Satélite, 2012. 24 p.

LUIZ, A. J. B.; FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N. Proposta de representação gráfica sintética da resposta espectral anual por município: o caso do EVI2 do MODIS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011. p. 17-24.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares: no contexto do Novo Código Florestal**. 3. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014. v. 1, 220 p.

MELO, F. P. L. et al. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 33, p. 395-404, Nov. 2013.

OLIVEIRA-FILHO, T. A.; FLUMINHAN-FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 51-64, 1999.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 5, p. 775-793, set./out. 2005.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 65, p. 197-206, jun. 2004.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. (Org.). **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2007. 127 p.

REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518, abr./jun. 2014.

RIBEIRO, C. A. D.; ABRAHÃO, C. P.; XAVIER, A. C. Correlações entre variáveis climáticas e séries multitemporais EVI em floresta natural e em cultivo agrícola. **Cerne**, Lavras, v. 15, n. 2, p. 196-204, abr./jun. 2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 260 p.

ROSENDO, J. S.; ROSA, R. A utilização de sensores com resolução moderada (MODIS) no estudo da vegetação na bacia do rio Araguari, MG. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 17, n. 33, p. 91-104, dez. 2005.

SÁ JÚNIOR, A. et al. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, Berlin, v. 108, p. 1-7, Apr. 2012.

SCARIOT, E. C.; TRÊS, D. R.; REIS, A. Componente arbustivo-arbóreo de matas ciliares em restauração e remanescentes naturais inseridos em matriz silvícola, Rio Negrinho, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 401-412, abr./jun. 2014.

SCHAEFER, V. Alien invasions, ecological restoration in cities and the loss of ecological memory. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 17, p. 171-176, Mar. 2009.

SOUZA, L. M. et al. Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 4, p. 565-576, out./dez. 2012.

SUN, Z. et al. Evaluation of ecological restoration through vegetation patterns in the lower Tarim River, China with MODIS NDVI data. **Ecological Informatics**, New York, v. 6, n. 2, p. 156-163, Mar. 2011.

XAVIER, A. C. et al. Multi-temporal analysis of MODIS data to classify sugarcane crop. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 27, n. 4, p. 755-768, Feb. 2007.

ZHANG, M. Q. et al. Identification of land-cover characteristics using MODIS time series data: an application in the yangtze river estuary. **Plos One**, San Francisco, v. 8, n. 2, p. 1-11, July 2013.

ZHANG, X. et al. Monitoring vegetation phenology using MODIS. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 84, n. 3, p. 471-475, Mar. 2003.

.

## VARIABILIDADE ESPACIAL DE ÍNDICES ESPECTRAIS DE IMAGENS RAPIDEYE DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

SILVA, Rafaela Guimarães\*

VILAS BÔAS, Regiane Aparecida\*\*

ALVES, Marcelo de Carvalho\*\*\*

BOTELHO, Soraya Alvarenga\*\*\*\*

### RESUMO

Por meio de imagens de sensoriamento remoto podem-se detectar mudanças na cobertura vegetal. Essas informações juntamente com a análise espacial têm sido aplicadas em estudos ambientais. Objetivou-se com este trabalho: (a) estimar índices de vegetação e meteorológicos de cinco Áreas de Preservação Permanente (APPs) e sua circunvizinhança, analisando a ocupação da área por vegetação ciliar e a influência das demais formas de uso do solo; (b) avaliar a dependência e a variabilidade espacial das variáveis espectrais dessas cinco áreas, por meio de semivariogramas; (c) comparar assinaturas espaciais das cinco APPs. Para processamento dos dados, foi realizada a correção atmosférica das imagens RapidEye e foram calculados os índices espectrais SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA de cinco APPs na região sul de Minas Gerais. Por meio dos semivariogramas foi avaliada variabilidade e a dependência espacial dos pixels de cada índice, condicionadas pela localização e distância dos pixels. Os resultados das variações dos índices espectrais possibilitou observar que os maiores valores dos índices de vegetação SAVI, LAI e FPAR e RSA foram encontrados em áreas ocupadas por vegetação nativa e nas APPs classificadas como perturbadas. Em contraste, o albedo apresentou valores maiores para áreas com solo exposto. Por meio de semivariogramas esféricos, visualizou-se a forte dependência espacial dos dados amostrados assim como a função da variabilidade espacial de cada área estudada. A disposição espacial

\* Bióloga, mestre profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais Florestais – e-mail: [mgrafaeguimaraes@yahoo.com.br](mailto:mgrafaeguimaraes@yahoo.com.br)

\*\* Doutora em Engenharia Florestal, co-orientadora do trabalho – e-mail: [vilasboasfaria@gmail.com](mailto:vilasboasfaria@gmail.com)

\*\*\* Doutor em Agronomia, co-orientador do trabalho – e-mail: [marcelocarvalhoalves@gmail.com](mailto:marcelocarvalhoalves@gmail.com)

\*\*\*\* Doutora em Engenharia Florestal, orientadora do trabalho – e-mail: [marcelocarvalhoalves@gmail.com](mailto:marcelocarvalhoalves@gmail.com)

Artigo apresentado como requisito para obtenção do título de mestre profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais pela Universidade Federal de Lavras.

Submissão em periódico, 1º semestre de 2015.

dos dados amostrados, representada pelo semivariograma experimental de cada área, mostrou que o formato do fragmento florestal definiu a nuvem de pontos. Esse estudo mostrou que a integração dos dados de sensoriamento remoto a análise espacial forneceram informações importantes acerca da vegetação das APPs e circunvizinhança, revelando o padrão espacial dessas áreas analisando a vegetação nativa e sua ocupação.

Palavras-chave: Semivariogramas. Geoestatística Nuvem de pontos. Assinatura espacial.

## 1. INTRODUÇÃO

Imagens de sensoriamento remoto tem sido usadas para estimar índices de vegetação, balanço de energia, albedo do solo, a emissividade da superfície, e evapotranspiração. Essas variáveis podem detectar mudanças na cobertura vegetal (MOREIRA, 2005).

Os índices de vegetação e meteorológicos derivados de imagens de sensoriamento remoto são baseados em funções matemáticas entre bandas espectrais. Os valores de radiância registrados pelo sensor no satélite, após correção geométrica e atmosférica, podem derivar assinaturas de reflectância, a fim de quantificar as características biofísicas da cobertura vegetal (JI et al., 2014).

A radiação solar absorvida (RSA) e FPAR (fração de radiação fotossinteticamente ativa) expressam a capacidade de absorção de energia pelas folhas das plantas, medindo a produtividade vegetal de ecossistemas, esses índices espectrais são aplicados em diversos estudos de clima, hidrologia e ecologia (MYNENI et al., 2002).

O albedo também desempenha função importante em sistemas ecológicos, variando de acordo com as condições microclimáticas de culturas agrícolas e vegetação nativa, sua absorção de radiação, realçando aspectos físicos, fisiológicos e processos biogeoquímicos (WANG et al., 2010).

O monitoramento de fragmentos florestais por imagens de sensoriamento remoto tem sido usado para entender os processos de interação entre superfície terrestre e a atmosfera, uma vez que o balanço de energia é fortemente controlado pela presença de vegetação (SHEFFIELD et al., 2009). Dentre os sistemas orbitais multiespectrais utilizados para capturar imagens de alta resolução espacial, está o sistema RapidEye, composto por cinco satélites idênticos, em órbita heliossíncrona dispostos equidistantes um do outro. O

diferencial desse sistema orbital é a banda Red-Edge, sensível a presença de clorofila das plantas, medindo variações na estrutura da vegetação, permitindo a discriminação de espécie (FELIX et al., 2009).

Por meio das imagens de sensoriamento remoto, são obtidos valores de radiância do terreno, registradas em elementos denominados pixels (MOREIRA, 2005). Os pixels convertidos em pontos amostrais, podem ser utilizados para caracterizar a variabilidade espacial dos alvos físicos, químicos e biológicos presentes no terreno, por meio da análise geoestatística.

Dentre os trabalhos envolvendo aplicação da Geoestatística em Sensoriamento Remoto, Zawadzki et al. (2005) menciona aqueles que utilizaram imagens de sensoriamento remoto de ecossistemas florestais e fez uma revisão sobre estudos que avaliaram aplicação da variabilidade espacial, uso de semivariogramas na determinação de parâmetros biofísicos, e metodologia de classificação de fisionomias vegetais. Eles concluíram que semivariogramas podem fornecer informações úteis sobre a estrutura da vegetação, sendo que a textura da imagem é uma prerrogativa para este tipo de análise.

Diante do exposto, objetivou-se com este trabalho, (a) estimar índices de vegetação e meteorológicos de cinco Áreas de Preservação Permanente e sua circunvizinhança, analisando a ocupação da área por vegetação ciliar e a influência das demais formas de uso do solo; (b) avaliar a dependência e a variabilidade espacial das variáveis espectrais dessas cinco áreas, por meio de semivariogramas; (c) comparar assinaturas espaciais das áreas estudadas.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Caracterização das áreas de estudo**

O estudo foi realizado em cinco áreas rurais localizadas nos municípios de Lavras e Nazareno, Minas Gerais, pertencentes à bacia do Alto Rio Grande, entre as coordenadas 21°14'25" S, 44°31'16" W e 21°17'22" S 44°54' 09" W. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é uma transição entre Cwa e Cwb, caracterizados por clima temperado úmido com inverno seco e verão quente a moderadamente quente, respectivamente (SÁ JÚNIOR et al., 2012).

Cada área de estudo é constituída por remanescentes florestais caracterizados como Floresta Estacional Semidecidual Montana (VELOSO et al., 1991) no entorno da nascente perene. Nas áreas circunvizinhas às nascentes, há formações não florestais, como pastagem e cultura agrícola, distribuídas numa área de 5,8 ha. Ainda segundo a Lei Federal 12.651/12, num raio de 50 metros a partir do olho d'água principal, toda a área no entorno da nascente é denominada Área de Preservação Permanente (APP).

### **2.2 Descrição dos dados**

Foram realizadas visitas em janeiro de 2014 e com base nas coordenadas geográficas das cinco áreas de estudo foram obtidas as imagens do produto RapidEye nível 2, com correção radiométrica e geométrica.

As imagens RapidEye foram obtidas em 08/08/2009 e 10/08/2009, com resolução radiométrica de 12 bits e resolução espacial de 5 metros. Foram adquiridas cinco bandas espectrais: azul (faixa 440-510 nm), verde (banda 520-590 nm) vermelho (630-685 nm), Red-Edge (faixa 690-730 nm) e Infravermelho Próximo (760-850nm).

### 2.3 Processamento das imagens

A correção atmosférica das imagens foi realizada com o pacote ATCOR 2 (Atmospheric and Topographic Correction for Satellite Imagery), módulo do programa ERDAS IMAGINE® 2011. Utilizou-se o código de transferência radiativa MODTRAN-4 (MODerate Resolution Atmospheric TRANsmittance Algorithm) para processar as imagens, com base nas informações de data de aquisição da imagem, número de bandas, arquivo de calibração do sensor, ângulo zenital solar, ângulo azimutal do satélite, ângulo de visada do satélite, modelo atmosférico, elevação média da área e visibilidade da cena (tabela 1).

Tabela 1: Variáveis do satélite em relação a fonte de energia solar e a altitude do terreno, obtidas no RapidEye e utilizadas para correção atmosférica no módulo ATCOR 2

	<b>2329215</b>	<b>2329216</b>	<b>2329217</b>
<b>Centroide (lat./long)</b>	(-21,26°, - 45,00°)	(-21,26, -44,77)	(-21,26, -44,54)
<b>Zênite Solar (°)</b>	39,69	39,6	40,45
<b>Azimute solar (°)</b>	23,77	23,45	24,23
<b>Ângulo de incidência (°)</b>	6,45	6,45	9,91
<b>Azimute do satélite (°)</b>	98,0	97,77	98,05
<b>Elevação média (km)</b>	1,0	1,0	1,0
<b>Visibilidade (km)</b>	39	39	59

Além das informações supracitadas, para a calibração radiométrica no módulo ATCOR2, atribuiu-se valores para os coeficientes *bias* ( $c_0$ ) e *gain* ( $c_1$ ),  $c_0 = 0$  e  $c_1 = 0,001 \text{ W/cm}^2 \cdot \text{sr} \cdot \mu\text{m}$ , respectivamente. A correção atmosférica foi realizada com o objetivo de amenizar a faixa de valores digitais registrados pelo sensor RapidEye, diminuir o contraste entre superfícies vizinhas e alteração do

brilho de cada ponto na imagem proporcionados pela presença de vapor d'água, gases e aerossóis que provocam alterações nesses valores (RICHTER, 2000).

Após a correção atmosférica, foram calculados os índices SAVI, FPAR, LAI, albedo do solo e a radiação solar absorvida (RSA), representadas nas seguintes escalas (GEOSYSTEMS, 2011):

- \* SAVI: faixa de 0 a 1000, numa escala de 1000, então se SAVI = 500 corresponde a SAVI = 0.5;
- \* LAI : faixa de 0 a 10.000, numa escala de 1000, então se LAI = 5000 corresponde a LAI = 5;
- \* FPAR: faixa de 0 a 1000, numa escala de 1000, então se FPAR = 500 corresponde a FPAR = 0.5 ;
- \* Albedo do solo: faixa de 0 a 1000, numa escala de 10, então se albedo = 500 corresponde a albedo = 50% .

### 2.3.1 Índices espectrais

O índice de vegetação SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index) proposto por Huete (1988) apresenta uma constante de ajuste ao solo (L), que varia com a refletância do solo e densidade da vegetação, minimizando assim os efeitos do solo. Além disso, é adequado para parametrizar o índice de área foliar (LAI), a fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida (FPAR) e fluxos de energia de superfície (GEOSYSTEMS, 2011). A equação do SAVI é mostrada abaixo:

$$\text{SAVI} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{RED}} \times 1,5}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{RED}} \times 0,5} \quad (1)$$

em que,  $\rho_{\text{NIR}}$  e  $\rho_{\text{RED}}$  correspondem, respectivamente, aos valores de reflectância do solo para as bandas espectrais vermelho (650 nm) e infravermelho próximo (850 nm).

O LAI (Leaf Area Index) é utilizado para avaliar a produtividade vegetal, a estimativa da evapotranspiração e das emissões biogênicas (GONZÁLEZ-SANPEDRO et al., 2008). Esse parâmetro biofísico, assim como o FPAR, apresenta uma relação empírica com o NDVI e/ou SAVI, por isso é recomendado usar o mesmo conjunto de parâmetros, seja especificados pelo usuário ou padrão, para as cenas multitemporais (ALVES, 2012) A partir da equação inversa do LAI é possível analisar essa relação da seguinte forma:

$$IV = a_0 - a_1 \exp(-a_2 \times LAI) \quad (2)$$

em que, IV é o índice de vegetação,  $a_0$  é o deslocamento ou valor de início de IV (se  $a_1 = 0$ ),  $a_1$  o coeficiente de inclinação e  $a_2$  é o fator de crescimento exponencial.

A radiação solar é absorvida pelas plantas na região PAR (região fotossinteticamente ativa) de 0,4-0,7  $\mu\text{m}$ . Porém, somente parte da radiação é absorvida e aproveitada na atividade fotossintética, portanto, para estimar a produtividade vegetal usou-se FPAR, fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida (ASRAR, 1989), e pode ser calculada por:

$$FPAR = C [1 - A \exp(-B \times LAI)] \quad (3)$$

Os valores atribuídos para os parâmetros A, B e C são 1, 1 e 0,4, respectivamente.

O albedo do terreno é a razão entre a radiação refletida e incidente dentro da porção do espectro solar de comprimento de ondas curtas (0,3 - 3,0  $\mu\text{m}$ ). É portanto uma medida da refletividade da superfície de um corpo (RODRIGUES et al., 2009). Sendo assim, valores altos do albedo caracterizam áreas com baixa umidade do solo e solo exposto, em contrapartida, valores menores retratam maior densidade de vegetação nativa e aumento na umidade do solo (OLIVEIRA et al., 2009).

$$\rho = \frac{\rho_d + \rho_b \cdot \frac{R_{i(t)}}{D_{i(t)}}}{1 + \frac{R_{i(t)}}{D_{i(t)}}} \quad (3)$$

em que  $\rho_d$  é o albedo de superfície para radiação solar difusa,  $\rho_b$  é o albedo de superfície para o fluxo de radiação solar,  $R_{i(t)}$  é a radiância difusa refletida no terreno diária em uma superfície inclinada e  $D_{i(t)}$  é a irradiância difusa em uma superfície inclinada.

Em geral, os valores de  $\rho$  irão variar com as formas de uso do solo (CAMPBELL e NORMAN, 1998).

A radiação solar absorvida (RSA) é baseada nos mesmos pressupostos do albedo do solo, quanto a extrapolação de bandas e interpolação de intervalos de região (faixa).

$$RSA = \int_{0.3 \mu\text{m}}^{2.5 \mu\text{m}} (1 - \rho(\lambda)) E_g(\lambda) d\lambda \quad (\text{W.m}^{-2}) \quad (4)$$

em que  $\rho(\lambda)$  é a reflectância do terreno,  $1 - \rho(\lambda)$  é parte da radiação absorvida, e  $E_g(\lambda)$  é o fluxo solar global (direto e difuso) no terreno.

### 2.2.3.1 Avaliação dos índices espectrais

Para distinguir as fisionomias florestais de não florestais usou-se a composição de falsa cor R5G3B2 que identificou melhor estas variações que a composição verdadeira R3G2B1 (figuras 1 a 5). A composição falsa cor evidencia a presença de vegetação nativa no interior do polígono delimitado que exibe em seu interior também fisionomias não-florestais (ALVES, 2012).

A avaliação dos índices espectrais consistiu em acompanhar as variações dos índices SAVI, LAI, FPAR, albedo do solo e RSA das cinco APPs e suas circunvizinhanças na região sul de Minas Gerais.

### 2.3 Análise Geoestatística

A análise espacial dos dados foi realizada por meio de semivariogramas, que possibilitou a avaliação do padrão de dependência espacial dos pixels de cada índice (SAVI, LAI, FPAR, Albedo do solo e RSA), sendo considerado cada pixel como uma função aleatória  $Z(x)$ , onde  $x$  indica a posição espacial (ALVES, 2012). Isto é, o semivariograma mede a variabilidade de pixels condicionada pela distância ( $h$ ) (GEOSYSTEMS, 2011).

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (5)$$

em que  $\gamma(h)$  é o estimador da semivariância para  $N$  dados pares, separados por uma distância ( $h$ );  $z(x_i)$  e  $z(x_i + h)$  são os valores da variável regionalizada  $z$  das localizações  $i$  e  $i+h$ .

O semivariograma é definido pelas seguintes características: patamar, que corresponde a altura do semivariograma; alcance, é a distância representada pelo eixo x, dentro da qual há correlação especial entre amostras; efeito pepita corresponde ao valor da semivariância quando  $h = 0$  (COLOMBO et al., 2003).

O grau de dependência espacial entre amostras pode ser representado pela semivariância. Para a análise da dependência espacial, a classificação de Cambardella et al. (1994) foi utilizada: o valor do efeito pepita menor que 25% do patamar é considerado que o semivariograma tem forte dependência espacial, moderada dependência quando o valor estiver entre 25 e 75% e de fraca dependência quando maior de 75%.

A resolução espacial de 5 metros da imagem ortorretificada RapidEye abrangeu a variabilidade espacial das características de cada objeto da área de estudo (FELIX et al., 2009). Cada área apresenta 5,8 ha, totalizando em 2.270 pixels para cada imagem, o que permitiu o cálculo de um variograma experimental e o ajuste de um modelo teórico para cada índice avaliado.

O ajuste de semivariogramas teóricos aos dados foi realizado através do método de mínimos quadrados (CRESSIE, 1985), utilizando o software ArcGis, baseado no algoritmo de Olea et al. (1996). O ajuste de modelos de semivariogramas requereu saber se as médias das observações eram estacionárias ou não. Quando detectada a não-estacionariedade a tendência espacial foi removida antes da criação dos semivariogramas teóricos. A fim de obter o modelo mais satisfatório para alguns semivariogramas experimentais foram removidas a tendência espacial utilizando superfícies de resposta de polinômios de primeira ou segunda ordem (ZAWADZKI et al., 2005).

O melhor ajuste para o semivariograma teórico de cada índice espectral foi o esférico, conforme Colombo et al. (2003).

Após o ajuste do semivariograma, procedeu-se com a validação do modelo através da validação cruzada (ISAAKS e SRIVASTAVA, 1989). A

validação cruzada permitiu avaliar os semivariogramas teóricos, comparando os valores previstos com os observados das amostras. Essa técnica avalia os erros de estimativas (krigagem), portanto os valores de erro médio reduzido (ER) próximo de zero e desvio-padrão do erro médio (SER) próximo de 1 caracterizam a escolha do melhor modelo ajustado (MCBRATNEY e WEBSTER, 1986).

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1 Determinação de índices espectrais**

As imagens RapidEye de agosto de 2009 retratam o período de seca na região sul de Minas Gerais, caracterizada por chuvas escassas, baixa umidade no solo, época que interfere diretamente no desenvolvimento das plantas.

A avaliação da variabilidade espacial de índices espectrais possibilitou caracterizar a troca energética entre superfície terrestre e atmosfera das áreas estudadas. Observou-se que os maiores valores de SAVI, LAI, FPAR e RSA se concentraram na área ocupada pela cobertura vegetal (figuras 1, 2, 3, 4 e 5), que variaram de acordo com a arquitetura do dossel, fitofisionomia, entre outros aspectos (HUETE et al., 1988; RICHTER, 2000; JI et al., 2014).

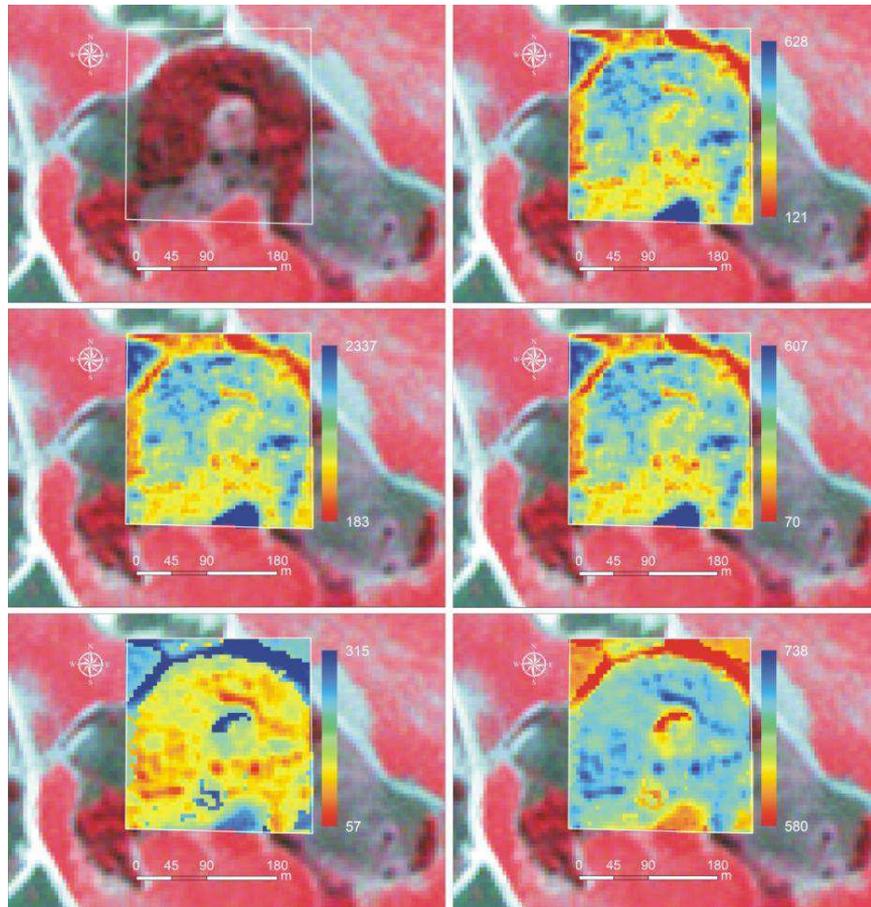


Figura 1 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5 m da APP 1 com a máscara R5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.

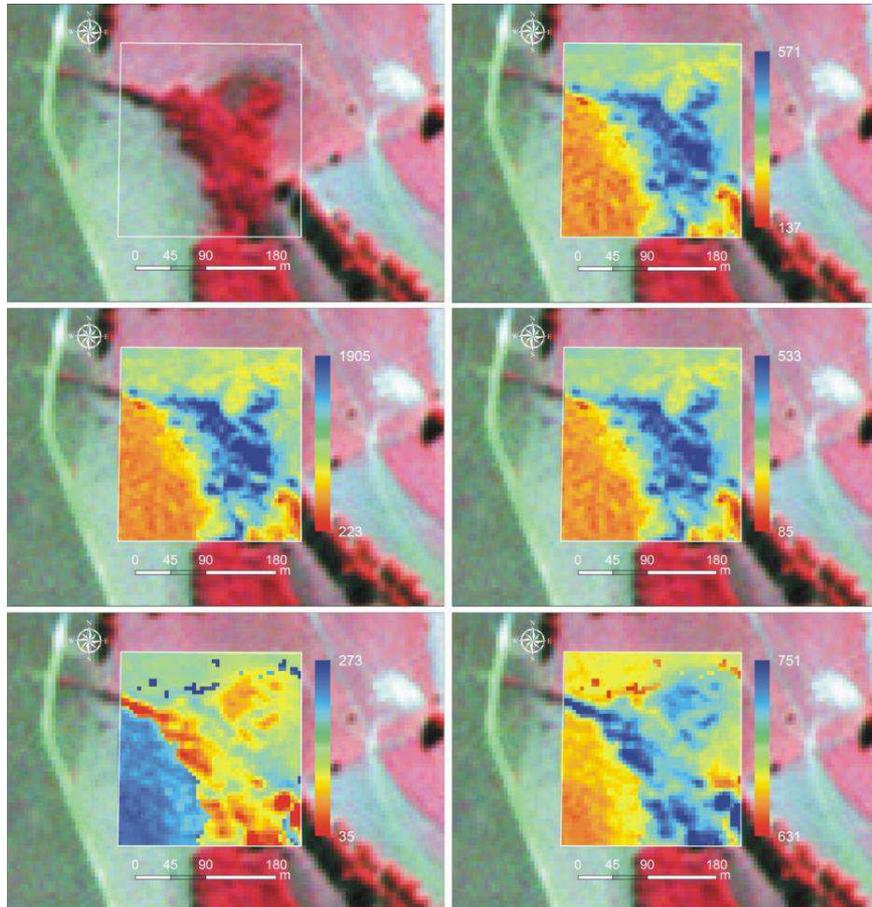


Figura 2 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5m da APP 2 com a máscaraR5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.

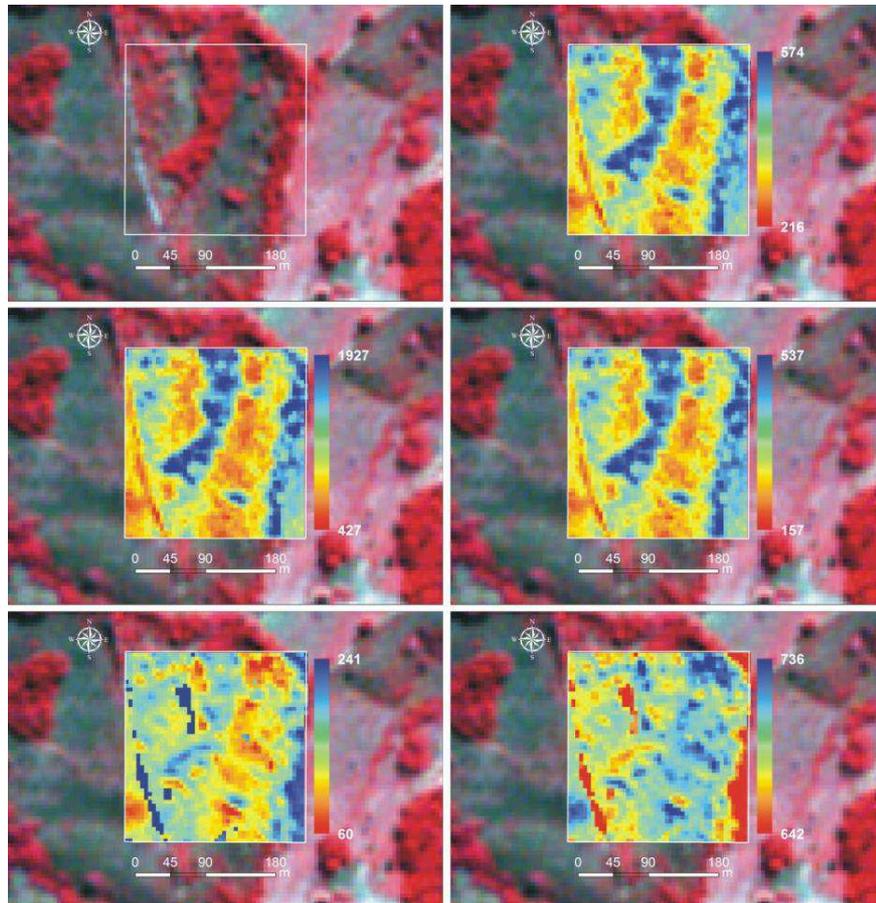


Figura 3 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5m da APP 3 com a máscara R5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.

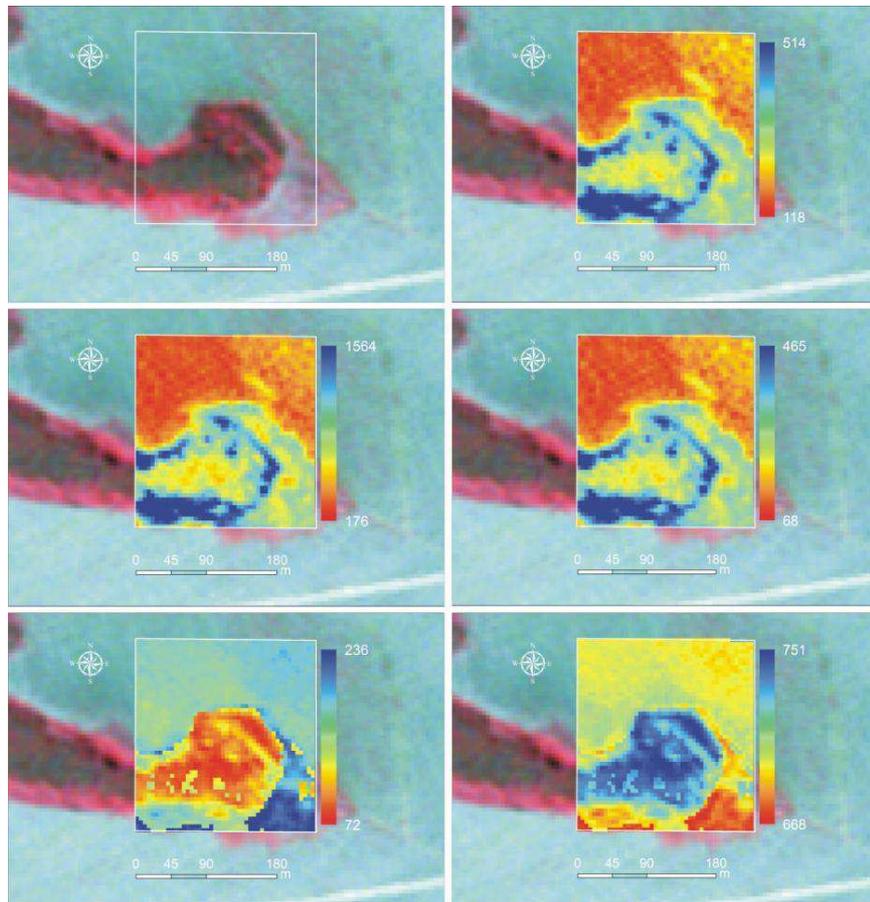


Figura 4 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5m da APP 4 com a máscaraR5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.

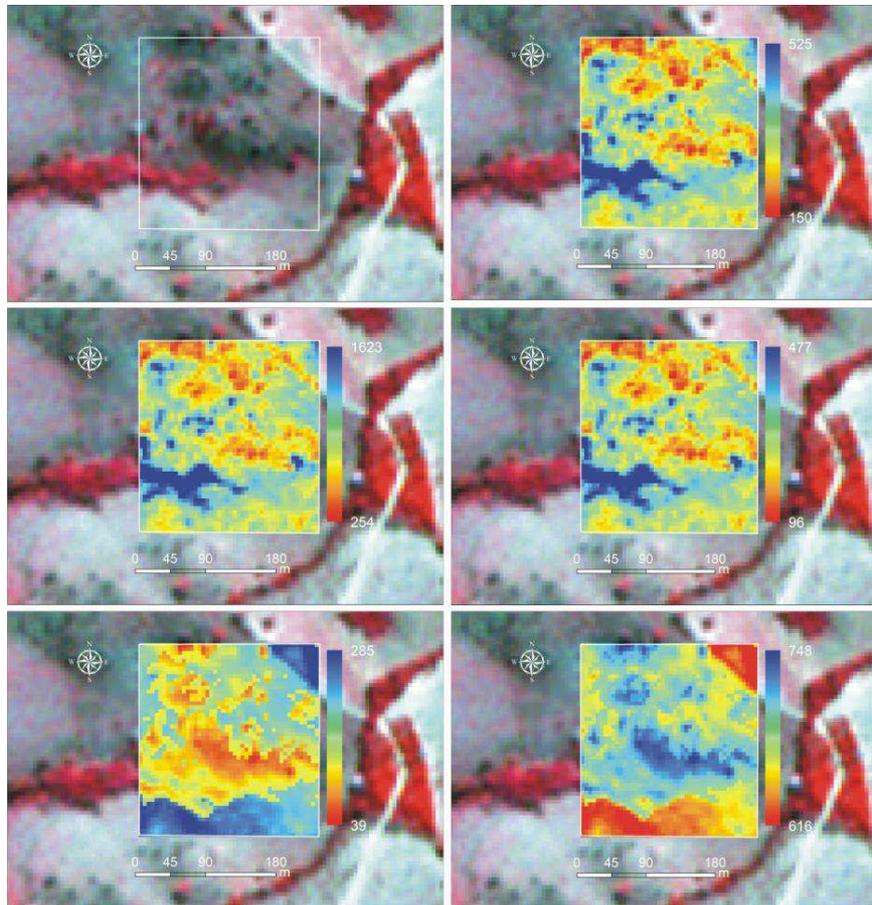


Figura 5 Imagens RapidEye com resolução espacial de 5m da APP 5 com a máscara R5G3B2 e as variáveis na seguinte ordem: SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA.

Os maiores valores de SAVI, LAI e FPAR foram encontrados nas áreas que exibiram maior cobertura vegetal nativa por hectare, sendo as APPs 1, 3 e 2 que apresentaram maior índice de vegetação, respectivamente. Essas zonas ripárias, caracterizadas como capoeiras em diferentes estágios de desenvolvimento, são compostas por árvores de grande porte atingindo diferentes gradientes de altura, localizadas ao redor do olho d'água (FARIA et al., 2012). Seguindo critérios de estado de conservação da SER (2004) e

parâmetros descritos por Rodrigues et al. (2009), as nascentes foram classificadas como perturbadas. Já as APPs 4 e 5, caracterizadas por vegetação nativa rala, com predominância de arbustos, herbáceas e árvores esparsas, menores valores de índices de vegetação e foram classificadas como degradadas. Isso também ocorreu em função das diferentes formas de uso do solo, que variam de estradas, pastagens mal manejadas a culturas agrícolas temporárias.

Os maiores valores de albedo variaram entre 23,6 e 31,5%, em função das diferentes formas de uso do solo, representadas por estradas, pastagens mal manejadas e culturas agrícolas temporárias. Resultados semelhantes foram encontrados por Rodrigues et al. (2009) em áreas com solos descobertos da bacia do Rio Trussu-CE, cujo albedo variou entre 28 e 29%. Já Leite et al. (2012), na bacia do Rio Vieira, norte de MG, estudando diversas classes de solo, observou que o albedo do solo exposto variou entre 13,41 e 32,69%.

Em relação à superfície vegetal, os valores mínimos de albedo concentraram entre 3,5 a 7,2%. Segundo Rotenberg e Yakir (2010), para florestas tropicais, o valor médio do albedo é em torno de 10%. Uma possível explicação para esses valores baixos de albedo está na sua localização, concentrando-se nas áreas mais úmidas das cinco APPs (RODRIGUES et al., 2009).

Os maiores valores de RSA foram observados nas APPs 1, 2, 4, 5 e 3, respectivamente. Tais resultados mostram que os maiores valores de radiação solar absorvida concentraram-se nas áreas que apresentaram maior área ocupada por vegetação, densa ou rala, arbórea e arbustiva, nativa e exótica. Com exceção das áreas ocupadas por pastagem, como ocorreu com a APP 3. Fatores como evapotranspiração, fisionomia vegetal, condições climáticas, topografia, entre outros aspectos podem ter influenciado o fluxo global de energia solar absorvida na superfície, conforme observado também por Januário et al. (1992), estudando

a radiação solar dentro e fora de floresta tropical úmida de terra firme em Tucuruí no Pará.

### **3.2 Análise Geoestatística**

Semivariogramas esféricos foram utilizados para caracterizar a estrutura e magnitude de dependência espacial das variáveis SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA. O modelo esférico representou de forma satisfatória a variação da semivariância ao longo da distância, até um ponto em que houve estabilização da variação, definido o alcance de cada variável (figuras 6, 7, 8, 9 e 10).

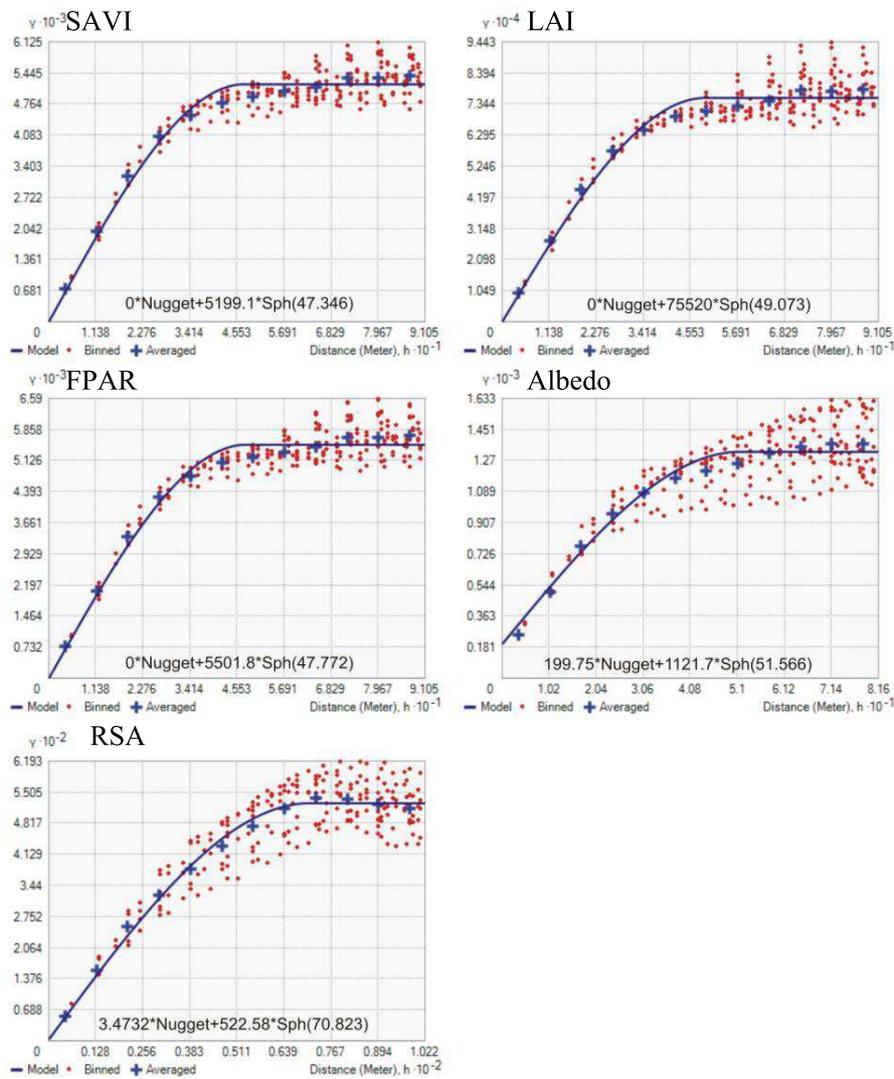


Figura 6 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da APP 1, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis albedo e RSA usando superfícies de resposta de 1ª ordem.

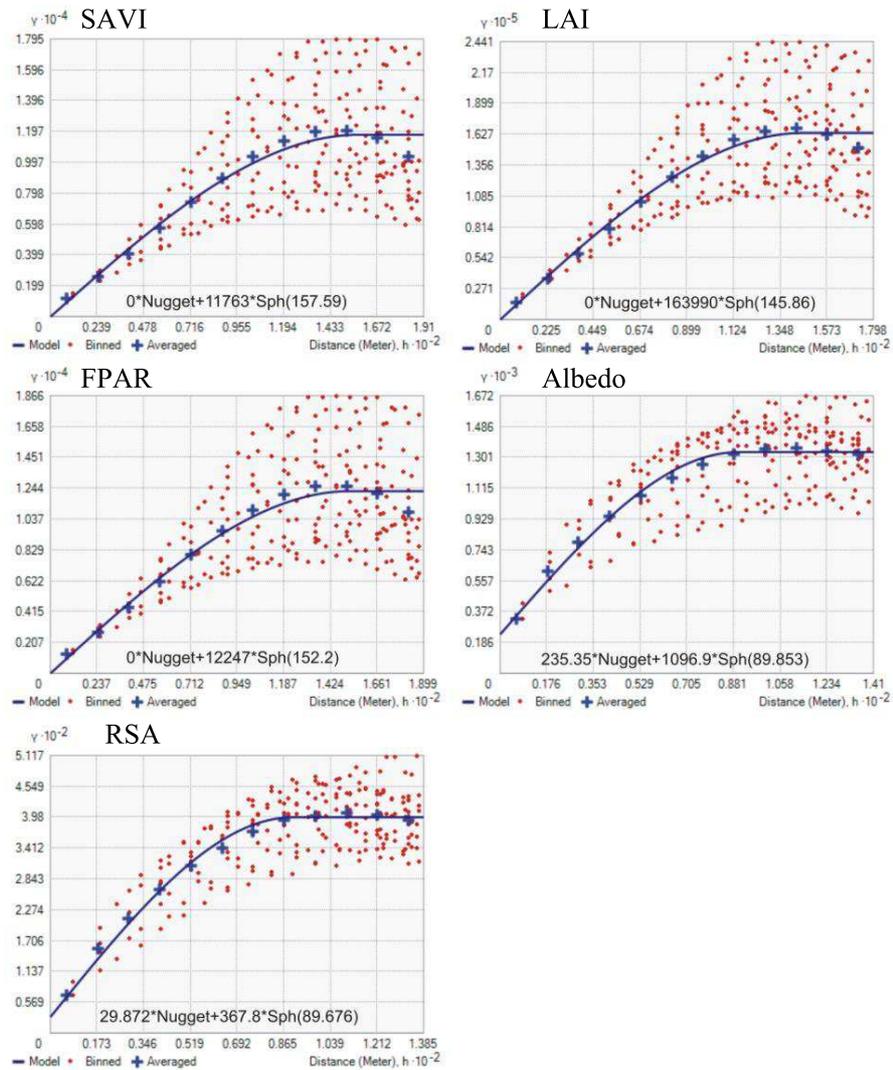


Figura 7 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da APP 2, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis albedo e RSA usando superfícies de resposta de 1ª ordem.

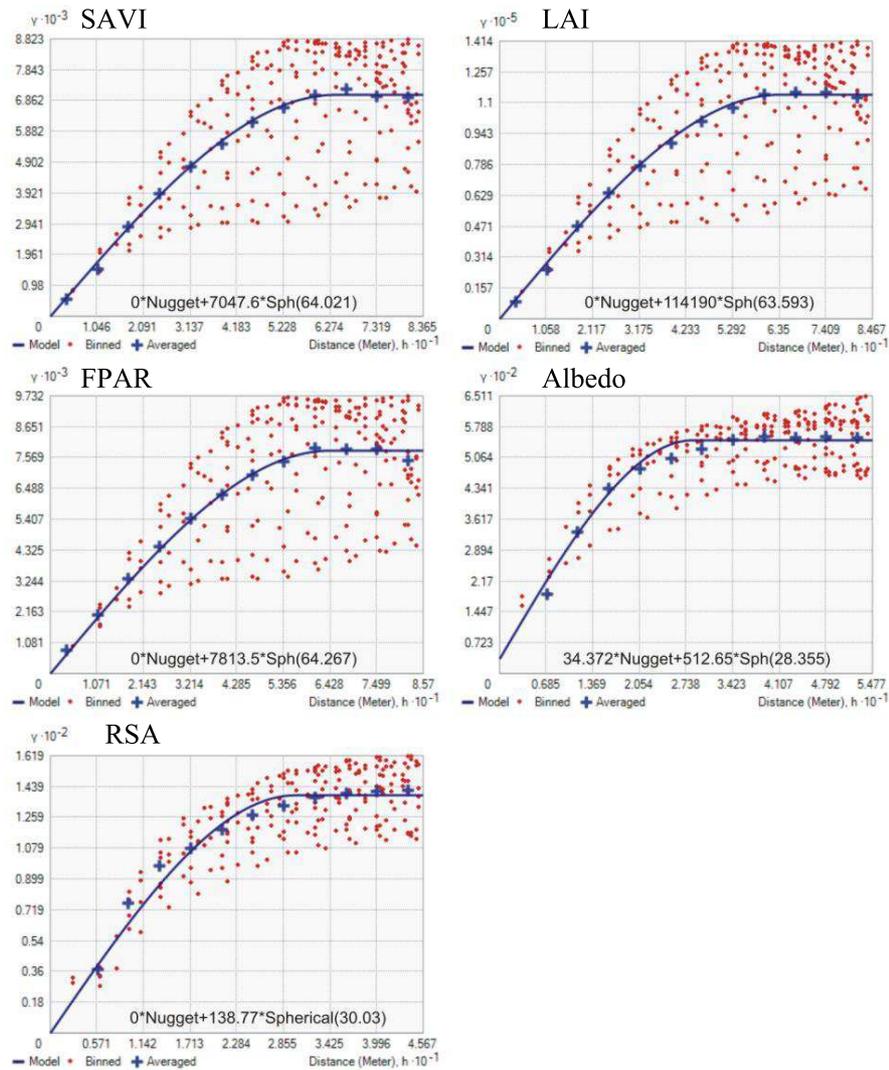


Figura 8 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da APP 3, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis albedo e RSA usando superfícies de resposta de 2<sup>a</sup> ordem.

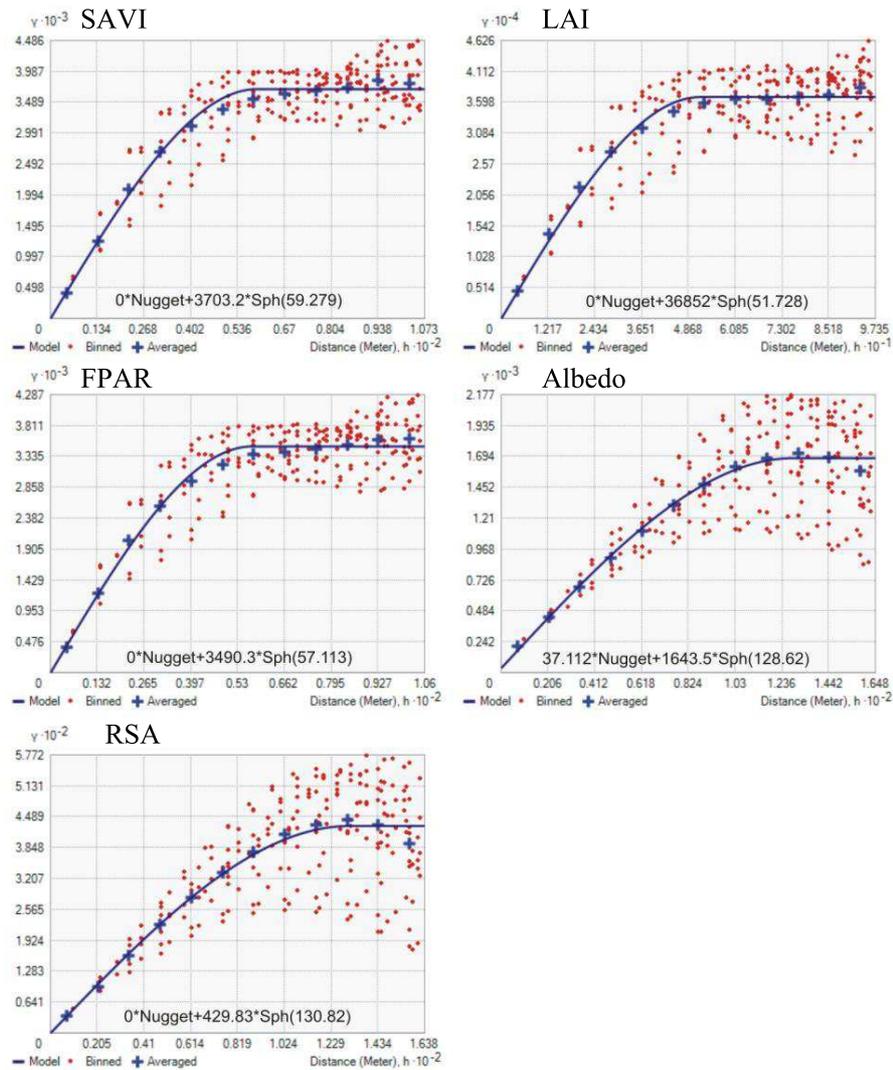


Figura 9 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da APP 4, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis SAVI, LAI e FPAR usando superfícies de resposta de 1ª ordem.

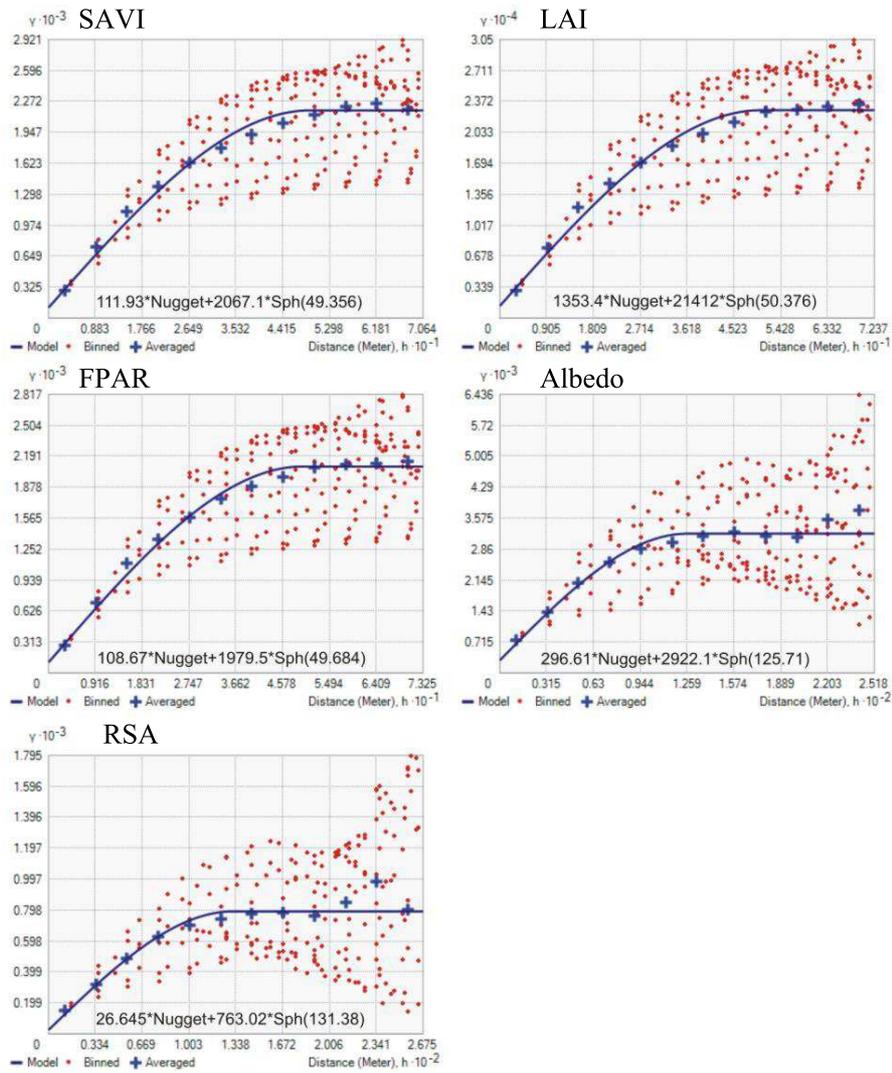


Figura 10 Semivariogramas experimentais ajustados ao modelo esférico dos índices espectrais da nascente 5, sendo que foi realizada a remoção de tendência dos dados das variáveis SAVI, LAI e FPAR usando superfícies de resposta de 1ª ordem.

O alcance dos semivariogramas revelou a distância máxima que a dependência espacial dos dados atingiu, como é observado nos semivariogramas dos índices espectrais SAVI, LAI e FPAR da APP 2 que também apresentou maior patamar, definido pela distância em que a curva se estabiliza. A estabilização da curva a distâncias menores significa pouca autocorrelação dos atributos (MELLO et al., 2005), resposta encontrada para essas mesmas variáveis para a APP 5 assim como para RSA da APP 3. Já os semivariogramas teóricos de todas as nascentes para albedo apresentaram valores de efeito pepita diferentes de zero (de 3,47 a 1353,4), o que caracteriza a presença de erros (outliers) (ZAWADZKI et al., 2005).

Dentre as áreas estudadas, a APP 5 classificada como degradada (FARIA et al., 2012) apresentou os piores ajustes para os semivariogramas esféricos mesmo com a remoção de tendência utilizando superfície de resposta de primeira ordem, o que pode ser atribuída a heterogeneidade da paisagem que é caracterizada por vegetação nativa rala com árvores esparsas intercalada com pastagem.

Colombo et al. (2003) também usaram semivariogramas esféricos para medir LAI de floresta e culturas agrícolas, por meio de imagens de satélite IKONOS de resolução espacial de 1 m, e observaram que os semivariogramas de florestas apresentaram patamar maior que as plantações, devido a maior homogeneidade destas áreas e a distribuição da plantação em linhas, o que configura um espaço entre as copas das culturas. Esses padrões também foram observados por Balaguer et al. (2010) ao estudar a semivariância utilizando a classificação de imagens de alta resolução (Digital Mapping Camera - 0,5 m), distinguindo-as com base na informação espacial de cada fisionomia e cultura. Partindo desse pressuposto, observou-se que os semivariogramas desse estudo aproximaram-se às curvas do semivariograma da classe Floresta, descrita como

semivariograma monótono crescente com altos valores de semivariância e a tendência de estabilizar sua curva em uma distância menor (DURRIEU et al., 2005; BALAGUER et al. 2010).

De acordo com a classificação de Cambardella et al. (1994), observou-se forte dependência espacial para todas as variáveis estudadas, com grau de dependência abaixo de 10%. Todos os semivariogramas ajustados ao modelo esférico apresentaram forte dependência espacial, apresentando o valor do efeito pepita menor que 25% do patamar (CAMBARDELLA et al., 1994). Resultados semelhantes foram encontrados por Oliveira et al. (2013).

O semivariograma experimental, representado pela nuvem de pontos (binned), é definido pela disposição espacial dos objetos das imagens de sensoriamento remoto, caracterizando heterogeneidade das áreas desse estudo, que envolve fisionomias florestais e não-florestais (COLOMBO et al., 2003). Isto é, observou-se que a dispersão dos dados amostrados pode ser definida pelo formato do fragmento florestal como ilustram as figuras 1, 4, 6 e 9. Observou-se que a disposição circular da mata ciliar das APPs 1 e 4 influenciou o a dispersão dos pontos e a distância entre eles, apresentando menores intervalos entre si comparadas demais nascentes que apresentaram formatos diferentes. Portanto, o padrão espacial dessas nascentes mostram que quanto mais afastados são os pontos (binned) maior é o intervalo entre os dados amostrados (BALAGUER et al., 2010).

Portanto, os semivariogramas experimentais das variáveis SAVI, LAI, FPAR, albedo e RSA caracterizam satisfatoriamente o padrão espacial das variáveis espectrais que avaliam a densidade da vegetação nestas áreas, com o crescimento dos valores médios com a distância até uma distância que separa os dados correlacionados espacialmente dos independentes. Esse tipo de análise também foi realizada por Cohen et al. (1990), utilizando imagens aéreas com diferentes resoluções espaciais (1 m, 10 m e 30 m) das florestas na região do

Pacífico Noroeste dos Estados Unidos. Segundo os autores, os patamares dos semivariogramas das matrizes de tamanho de pixel de 1 m representaram melhor a dimensão das copas das árvores, estratificação da floresta e porcentagem de cobertura do dossel.

Analisando os erros de estimativa, observou-se que a raiz quadrada do erro médio dos semivariogramas ajustados ao modelo esférico das variáveis albedo do solo e RSA das APPs 1, 2, 3 e SAVI, LAI e FPAR das APPs 4 e 5 apresentaram valores próximos de 1 após a remoção de tendência assim como os erros médios foram próximos de zero, conforme parâmetro adotado por McBratney & Webster, (1986). Portanto, do método de validação cruzada, foi possível observar que os semivariogramas, de forma geral, apresentaram bom ajuste, com o uso de superfícies de resposta linear ou polinomial (FARACO et al., 2008).

Tabela 2 Resultados da técnica validação cruzada e os erros de estimativa das cinco APPs

		<b>SAVI</b>	<b>LAI</b>	<b>FPAR</b>	<b>Albedo</b>	<b>RSA</b>
	ER	-0,001049	-0,001033	-0,001043	-0,000119	0,000267
<b>1</b>	SER	0,480357	0,460936	0,472511	0,778451	0,611581
	ER	0,000627	0,000593	0,000608	-0,000152	0,000269
<b>2</b>	SER	0,504001	0,509141	0,502449	0,705004	0,538294
	ER	0,000474	0,000453	0,000461	-0,001026	0,000711
<b>3</b>	SER	0,526371	0,526424	0,524933	0,850571	0,681773
	ER	0,000313	0,000239	0,000278	-0,000232	0,000537
<b>4</b>	SER	0,458931	0,444831	0,454469	0,922814	0,697291
	ER	0,000477	0,000535	0,000502	0,000114	0,000539
<b>5</b>	SER	0,622924	0,614499	0,619883	0,764227	0,613126

Portanto, integrar os dados de sensoriamento remoto a análise espacial da vegetação podem fornecer informações importantes acerca da vegetação nas áreas estudadas (SHEFFIELD et al., 2009). Assim como o cálculo do semivariograma, dependendo do tipo de textura da imagem e do padrão espacial, pode ser utilizado como metodologia de extração de características (COHEN et al., 1990, DURRIEU et al., 2005).

#### 4. CONCLUSÕES

A análise espacial das APPs e suas circunvizinhanças possibilitou concluir que:

1. As variações dos índices espectrais ilustraram o padrão espacial das áreas estudadas bem como o estado de conservação da vegetação ciliar das APPs e os diferentes usos alternativos do solo em suas circunvizinhanças.
2. Por meio de semivariogramas esféricos, foi possível observar a forte autocorrelação e dependência espacial dos dados das imagens RapidEye assim como a função da variabilidade espacial de cada área estudada. Além disso, observou-se que os semivariogramas experimentais foram definidos pela disposição espacial dos objetos das imagens RapidEye, principalmente pelo formato dos fragmentos florestais das APPs.

Por fim, a integração os dados de sensoriamento remoto à análise espacial da vegetação forneceram informações importantes acerca das APPs e circunvizinhança, servindo como base para o projeto de restauração ecológica e na tomada de decisões de quais intervenções seriam necessárias para a melhoria ambiental desses ambientes.

**SPATIAL VARIABILITY OF SPECTRAL INDEXES REPIDEYE  
IMAGES OF PERMANENT PRESERVATION AREAS**

**ABSTRACT**

Remote sensing images can be used to detect changes in vegetation cover. This information along with the spatial analysis has been applied in environmental studies. The aim of this study was: (a) to estimate vegetation indexes and meteorological from five Permanent Preservation Areas (PPA) and its surroundings, analyzing the area occupation by riparian vegetation and the influence of other forms of land use; (b) to evaluate the spatial dependence and variability of spectral variables of these five areas, through semivariograms; (c) to compare spatial signatures of areas. For data processing was carried out the atmospheric correction of RapidEye images and were calculated SAVI, LAI, FPAR, the land albedo and RSA for five PPA in southern of Minas Gerais. Through the semivariogram, the spatial variability and dependence of the pixels of each index were evaluated, conditioned by the location and distance of pixels. The results of variations in spectral indexes allowed to observe that the highest values of SAVI, LAI, FPAR and RSA were found in areas occupied by native vegetation and the APPs classified as disturbed. In contrast, the highest albedo values were found in areas with exposed soil. By means of spherical semivariograms, we observed the strong spatial dependence of the sample data as well as the spatial variability function of each study area. The spatial arrangement of the APP sample data, represented by semivariogram, showed that the forest fragment format defined the binned. This study showed that the integration of remote sensing data spatial and vegetation analysis provided important information about the vegetation of PPA and surroundings, revealing the spatial pattern of these areas analyzing native vegetation and their occupation.

Keywords: Semivariograms. Geostatistic. Binned. Spatial Signature.

## REFERÊNCIAS

ALVES, M. C. **Signature of pest-organisms in Mato Grosso agroecosystems using worldview-2 imagery**. Cuiabá: UFMT, 2012. 24 p.

ASRAR, G. **Theory and applications of optical remote sensing**. New York: J. Wiley, 1989. 752 p.

BALAGUER, A. et al. Definition of a comprehensive set of texture semivariogram features and their evaluation for object-oriented image classification. **Computers & Geosciences**, New York, v. 36, n. 2, p. 231-240, Feb. 2010.

CAMBARDELLA, C. A. et al. Field scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal**, Fayetteville, v. 58, n. 6, p. 1501-1511, 1994. Disponível em: <<http://ddr.nal.usda.gov/bitstream/10113/18168/1/IND20518015.pdf>>. Acesso em: 6 out. 2014.

CAMPBELL, G. S.; NORMAN, J. M. **An introduction to environmental biophysics**. 2<sup>nd</sup> ed. New York: Springer, 1998. 286 p.

COHEN, W. B.; SPIES, T. A.; BRADSHAW, G. A. Semivariograms of digital imagery for analysis of conifer canopy structure. **Remote Sensing Environment**, New York, v. 34, n. 3, p. 167-178, Dec. 1990.

COLOMBO, R. et al. Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 86, n. 1, p. 120-131, June 2003.

CRESSIE, N. Fitting variogram models by weighted least squares. **Journal of the International Association for Mathematical Geology**, New York, v. 17, n. 5, p. 563-586, July 1985.

DURRIEU, M.; RUIZ, L. A.; BALAGUER, A. Analysis of geostatistical parameters for texture classification of satellite images. In: EUROPEAN ASSOCIATION OF REMOTE SENSING LABORATORIES SYMPOSIUM: GLOBAL DEVELOPMENTS IN ENVIRONMENTAL EARTH OBSERVATION FROM SPACE, 25., 2005, Lisboa. **Anais...** Lisboa: EARS, 2005. p. 11-18.

FARACO, M. A. et al. Seleção de modelos de variabilidade espacial para elaboração de mapas temáticos de atributos físicos do solo e produtividade da soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 463-476, mar./abr. 2008.

FARIA, R. A. V. B.; BOTELHO, S. A.; SOUZA, L. M. Diagnóstico ambiental de áreas do entorno de 51 nascentes localizadas no município de Lavras, MG. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 648-661, nov. 2012.

FELIX, I. M.; KAZMIERCZAK, M. L.; ESPINDOLA, G. M. RapidEye: a nova geração de satélites de observação da terra. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 7619-7622.

GEOSYSTEMS. **ATCOR for ERDAS IMAGINE 2011**: haze reduction, atmospheric and topographic correction. Berlin: Germering, 2011. 226 p.

GONZÁLEZ-SANPEDRO, M. C. et al. Seasonal variations of leaf area index of agricultural fields retrieved from Landsat data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, n. 3, p. 810-824, 2008.

HUETE, A. R. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 25, n. 3, p. 295-309, Aug. 1988.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **An introduction to applied geostatistics**. New York: Oxford University, 1989. 561 p.

JANUARIO, M.; VISWAANA DHAM, Y.; SENNA, R. C. Radiação solar dentro e fora de floresta tropical úmida de terra firme (Tucuruí-Pará). **Acta Amazônica**, Manaus, v. 22, n. 3, p. 335-340, 1992.

Ji, L. et al. Geostatistical estimation of signal-to-noise ratios for spectral vegetation indices. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 96, p. 20-27, Oct. 2014.

LEITE, M. R.; BRITO, J. L. S. Sensoriamento remoto aplicado à análise temporal da relação uso da terra/temperatura e albedo de superfície na bacia do Rio Vieira no Norte de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Climatologia**, Presidente Prudente, v. 10, n. 1, p. 98-120, jan./jun. 2012.

MCBRATNEY, A. B.; WEBSTER, R. Choosing functions for semi-variograms of soil properties and fitting them to sample estimates. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 37, n. 4, p. 617-639, Dec. 1986.

MELLO, J. M. et al. Ajuste e seleção de modelos espaciais de semivariograma visando à estimativa volumétrica de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 69, p. 25-37, dez. 2005.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos de sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 3. ed. Viçosa, MG: UFV, 2005. 320 p.

MYNENI, R. B. et al. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 83, p. 214-231, Feb. 2002.

OLEA, R. A.; JIAN, X.; YU, Y. Semivariogram modeling by weighted least squares. **Computers & Geosciences**, New York, v. 22, n. 4, p. 387-397, May 1996.

OLIVEIRA, I. A. et al. Variabilidade espacial de atributos físicos em um cambissolo háplico, sob diferentes usos na região sul do Amazonas. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 37, n. 4, p. 1103-1112, jul./ago. 2013.

OLIVEIRA, T. H. et al. Avaliação da cobertura vegetal e do albedo da bacia hidrográfica do rio Moxotó com imagens do satélite Landsat 5. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2009, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 2865-2872.

RICHTER, R. **Atmospheric correction algorithm for flat terrain: model ATCOR2**. Wessling: Geosystems, 2000. 208 p.

RODRIGUES, J. O. et al. Sazonalidade de variáveis biofísicas em regiões semiáridas pelo emprego do sensoriamento remoto. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 3, p. 452-465, jul./set. 2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 260 p.

ROTENBERG, E.; YAKIR, D. Contribution of semi-arid forests to the climate system. **Science**, New York, v. 327, n. 5964, p. 451-454, Jan. 2010.

SÁ JÚNIOR, A. et al. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, Berlin, v. 108, p. 1-7, Apr. 2012.

SHEFFIELD, K. J. et al. Linking biological survey information to remote sensing datasets: a case study. In: JONES, S.; REINKE, K. (Ed.). **Innovations in remote sensing and photogrammetry**. Berlin: Springer, 2009. p. 51-62.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.

WANG, M. R. et al. Ecological restoration of polluted plain rivers within the haihe river basin in China. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 211, n. 1/4, p. 341-357, Sept. 2010.

ZAWADZKI, J. et al. Applying geostatistics for investigations of forest ecosystems using remote sensing imagery. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 39, n. 4, p. 599-618, Nov. 2005.



**RAFAELA GUIMARÃES SILVA**

**ANÁLISE TEMPORAL E ESPACIAL DE ÁREAS  
DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NO  
ENTORNO DE NASCENTES DO SUL DE MINAS  
GERAIS**

**LAVRAS – MG**

**2014**