



BRUNO NATALI DE ALMEIDA

**AVALIAÇÃO DO DOSSEL DE DIFERENTES
AMBIENTES DO PARQUE ECOLÓGICO
QUEDAS DO RIO BONITO APÓS EVENTO DE
FOGO**

LAVRAS – MG

2016

BRUNO NATALI DE ALMEIDA

**AVALIAÇÃO DO DOSSEL DE DIFERENTES AMBIENTES NO
PARQUE ECOLÓGICO QUEDAS DO RIO BONITO APÓS EVENTO DE
FOGO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para obtenção do título de Mestre.

Orientador
Dr. Rubens Manoel dos Santos

**LAVRAS – MG
2016**

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

Almeida, Bruno Natali de.

Avaliação do dossel de diferentes ambientes do Parque
Ecológico Quedas do Rio Bonito após evento de fogo / Bruno
Natali de Almeida. – Lavras : UFLA, 2016.

67 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)—Universidade Federal de
Lavras, 2016.

Orientador(a): Rubens Manoel dos Santos.

Bibliografia.

1. Abertura do Dossel. 2. Domínio Atlântico. 3. Domínio dos
Cerrados. 4. Unidades Vegetacionais. I. Universidade Federal de
Lavras. II. Título.

BRUNO NATALI DE ALMEIDA

**MODIFICAÇÕES DO DOSSEL DE DIFERENTES AMBIENTES NO
PARQUE ECOLÓGICO QUEDAS DO RIO BONITO APÓS EVENTO DE
FOGO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 26 de Fevereiro de 2016.

Dr. Jean Daniel Morel

UFLA

Dra. Maria das Dores Magalhães Veloso

UNIMONTES

Dr. Rubens Manoel dos Santos

Orientador

LAVRAS – MG

2016

À minha falecida avó, Maria Amélia Hummel Natali, que, mesmo sem saber,
ensinou-me desde pequeno a observar o mundo com outros olhos, instruindo-me
a ser o Biólogo que sou hoje,
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pois, independentemente de religião seguida, acredito que haja uma força maior que rege este mundo, que me deu forças para continuar meu caminho.

À Universidade Federal de Lavras, especificamente ao seu Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento e suporte dado à realização deste trabalho e pela formação profissional adquirida por meio dessa oportunidade de trabalho na pesquisa acadêmica.

Ao Rubens, meu orientador, quem me ajudou não só na construção deste trabalho, mas também no meu crescimento profissional e pessoal.

Aos membros da banca por aceitarem o convite de participação e por disponibilizarem seu tempo para contribuir com a melhoria deste trabalho.

Ao Jean e ao Diego pelo auxílio no trabalho com as fotografias, sem as quais este trabalho não existiria.

Ao professor Luiz Gosaga de Carvalho pela disponibilização dos dados da Estação Meteorológica de Lavras.

À minha família, especialmente minha mãe e minha irmã, as quais sempre estiveram torcendo por mim e me apoiando em cada momento.

Aos irmãos de coração, Alan, Alexandre e Edmar pelas conversas e até pelas orientações nas decisões que tive que tomar.

Aos amigos da graduação, Bruna, Du, Gui e Leo por estarem sempre me incentivando a evoluir na profissão que escolhi e pela qual tenho tanto apreço.

Aos meus mestres, professores da Biologia e ao Manuel, orientador da iniciação científica, os quais me prepararam para chegar ao mestrado. Agradeço especialmente à professora Katiúcia, quem me falou a respeito da UFLA, incentivando-me a conhecer a instituição e a buscar o mestrado.

Ao Novinha (Cléber Rodrigo) e ao João, primeiros amigos que fiz em Lavras, os quais se tornaram grandes parceiros.

Aos amigos Erick, Fabricio, Tai, Vanessa e Zé, que se tornaram muito mais que colegas mestrandos, mas amigos que fiz e com quem dividi as alegrias e as lamúrias do mestrado. Eles tornaram possível lidar com as dificuldades do caminho e também me ensinaram muita coisa, tanto da vida acadêmica, quanto sobre a vida.

Ao Raul, grande parceiro que ganhei e quem me aguentou por mais tempo que todo mundo, afinal morávamos na mesma casa. Esse foi mais um importante amigo que fiz durante essa etapa da minha vida e que também me ajudou muito com discussões e conselhos sobre meu trabalho.

Agradeço imensamente à boa vontade e à ajuda que me foi dada na confecção do texto e nas revisões da dissertação pelos amigos Polyanne, Marcela, Larissa, Matheus e Éder, sobretudo na “abençoada” estatística.

Aos colegas do Conflora que muito contribuíram para minha formação, com diversas discussões e trocas de conhecimento ao longo do mestrado, além de bons momentos de convivência trazendo leveza a essa trajetória.

Agradeço a todos que de alguma forma me ajudaram nesta caminhada, seja me mandando energia positiva ou ajudando diretamente com a dissertação ou com as disciplinas.

RESUMO GERAL

O crescimento das atividades humanas no planeta faz com que os ambientes naturais estejam cada vez mais ameaçados. No Brasil, os domínios atlântico e o dos cerrados se destacam pelo contingente de biodiversidade que abrigam e pelo grau de degradação de seus remanescentes. Dentre os diversos impactos das ações humanas está a ocorrência de distúrbios ecológicos, como o fogo. Esse distúrbio é capaz de afetar drasticamente a vegetação, atingindo todos os seus compartimentos direta ou indiretamente, inclusive a copa das árvores. O dossel é uma importante camada das formações florestais, estando em contato direto com a atmosfera e sujeito às suas alterações. As variações das condições climáticas são capazes de interferir na configuração do dossel, haja vista seu importante papel no desenvolvimento das espécies do sub-bosque. Assim, a presente pesquisa busca identificar as variações na cobertura das diferentes tipologias vegetais do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, localizado em uma região ecotonal no município de Lavras, com o intuito de identificar os fatores mais preponderantes na determinação da configuração do dossel das unidades vegetacionais do local de estudo. Para isso, as alterações do dossel do mosaico vegetacional em questão foram acompanhadas pelo período de três anos, por meio de fotografias hemisféricas registradas tanto no período de chuvas, quanto na época da seca. Os resultados indicaram que as tipologias florestais demonstram alterações mais conspícuas, enquanto que nas demais formações, as oscilações do dossel não foram claras. Da mesma forma, verifica-se que o fogo e as variações do clima tiveram um importante papel na determinação da estrutura do dossel das diferentes unidades vegetacionais estudadas.

Palavras-chave: Abertura do Dossel. Domínio Atlântico. Domínio dos Cerrados. Unidades Vegetacionais.

GENERAL ABSTRACT

Natural environments are becoming more threatened due the increasing of human activities. In Brazil, the Atlantic and Cerrado domains stand out for biodiversity contingent that house and the degree of degradation of their reamaining. One of the major ecological disturbances for the vegetation are fire events, which can go from the lowest parts to the canopy, drastically affecting the forest structure. Canopy is an important layer in forest, directly contacting the atmosphere and subject to its alterations. Climate change can lead to modifications in the upper parts of trees, consequently playing an important hole in the lowest layers of the forest and sometimes determining it's configuration. This study's aim was to identify the key factors determining the canopy's configuration in diferent phytophysionomys in Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito. The park is a transitional area between Cerrado and Mata Atlântica in Lavras municipality. To access this information and verify if there was some alteration in the canopy, hemispheric photos were taken every year in dry and rainy seasons. The results show that the greatest variations are among phytophysionomys, while there were no expressive variations in the other formations. It can be concluded, then, that fire and climate change had a prevalent effect determining canopy structure in the vegetation accessed by this study.

Keywords: Canopy Gaps. Atlantic Domain. Cerrado Domain. Vegetation Units.

LISTA DE FIGURAS

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

Figura 1 - Climograma do Município de Lavras - MG, para o período de janeiro de 2010 a janeiro de 2015.....	38
Figura 2 - Mapa do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, localizado em Lavras, Minas Gerais.....	40
Figura 3 - <i>Boxplot</i> da Abertura do Dossel das Unidades Amostrais Analisadas no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito entre as Repetições Temporais.....	46
Figura 4 - Sazonalidade da Abertura do Dossel das Unidades de Vegetação do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.....	47
Figura 5 - Abertura do Dossel entre as unidades de Vegetação do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.....	49
Figura 6 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Fnq, a partir de Variáveis Seleccionadas por meio da Análise Prévia de Correlação.....	53
Figura 7 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Fq, a partir de Variáveis Seleccionadas por meio da Análise Prévia de Correlação.....	53
Figura 8 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Mc, a partir de Variáveis Seleccionadas por meio da Análise Prévia de Correlação.....	53
Figura 9 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Ec, a partir de Variáveis Seleccionadas por meio da Análise Prévia de Correlação.....	54

Figura 10 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Pt, a partir de Variáveis Seleccionadas por meio da Análise Prévia de Correlação.....	54
--	----

LISTA DE TABELAS

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

Tabela 1 - Descrição das Unides de Vegetação Analisadas no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.....	39
Tabela 2 - Correlações entre a Abertura de Dossel e Variáveis Climáticas do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, entre os anos de 2011 e 2014.....	51

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE - APRESENTAÇÃO

1 INTRODUÇÃO GERAL	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1 Distúrbios Ecológicos.....	15
2.2 O Fogo como Distúrbio Ecológico.....	18
2.3 O Papel do Dossel.....	22
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	24
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	25

SEGUNDA PARTE - ARTIGO

1 INTRODUÇÃO.....	34
2 MATERIAIS E MÉTODOS	37
2.1 Área de Estudo e Distribuição dos Pontos Amostrais	37
2.2 Aquisição e Processamento das Imagens.....	41
2.3 Análise e Exibição dos Resultados.....	42
3 RESULTADOS	43
3.1 Heterogeneidade Espaço-temporal das Unidades.....	43
3.2 Clima e Abertura do Dossel.....	49
4 DISCUSSÃO.....	55
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	61
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61

1 INTRODUÇÃO GERAL

A configuração da vegetação global é determinada pelas condições dos ambientes em que se encontram, desde características em grande escala como clima global e relevo, até condições pontuais como pequenas variações no solo e clima regional (RIZZINNI, 1997). Nesse aspecto, destacam-se os distúrbios ecológicos, por sua forte influência na composição de espécies e estrutura da vegetação (FRELICH, 2002; RIZZINNI, 1997). O estudo da composição e estrutura de uma formação vegetacional fornece evidências fortes do regime de distúrbios que ocorreram no local, por exemplo, comunidades com maior domínio de indivíduos jovens podem evidenciar a ocorrência de distúrbios recentes e com maior frequência, enquanto comunidades predominantemente adultas estariam refletindo a ausência de distúrbios no local (FRELICH, 2002).

Dentre os diversos distúrbios, destaca-se o fogo. Este fenômeno pode ser considerado tanto como distúrbio natural, ocasionado principalmente por raios em vegetação com baixa umidade, quanto distúrbio antrópico, devido à ocorrência de queimadas por ações humanas. O fogo possui grande poder de alteração da biota em um curto intervalo de tempo (BALCH et al., 2008; COCHRANE e SCHULZE, 1999), tornando o estudo desse distúrbio de suma importância para o entendimento da configuração da vegetação. O consumo de biomassa vegetal pelo fogo é capaz de emitir compostos para atmosfera e alterar a ciclagem de nutrientes (BUSTAMANTE et al., 2012), além de causar a mortalidade de diversas espécies não adaptadas aos impactos deste fenômeno (MEWS et al., 2013).

A mortalidade de espécies pela ação do fogo afeta toda a estrutura da vegetação. De acordo com a fitofisionomia da área afetada, o fogo terá impactos mais significativos em determinados estratos, porém, influenciará de forma direta ou indireta em todas as camadas da vegetação (COCHRANE e

SCHULZE, 1999; NEPSTAD; MOREIRA; ALENCAR, 1999). O efeito deletério do fogo gera modificações na luminosidade e na circulação de ar do ambiente e, portanto, altera seu microclima, conseqüentemente, influenciando na composição e disposição das espécies vegetais.

O microclima das camadas internas das formações vegetais é fortemente influenciado pela configuração de suas camadas superiores (HENNENBERG et al. 2006; HOFFMAN et al., 2012a e 2012b). Nesse sentido, o dossel encontra-se em contato direto com a atmosfera, sofrendo os maiores impactos das alterações dessa (NADKARNI et al., 2004; SANTOS et al., 2011). Assim, a estrutura da cobertura da vegetação irá determinar a forma e a intensidade com que esses impactos chegarão a todos os compartimentos inferiores (SANTOS et al., 2011). Dessa forma, distúrbios ecológicos que afetem o dossel são responsáveis também por modificações nos processos ecológicos do sub-bosque.

Diante disso, a presente pesquisa trata do estudo das condições do dossel de diferentes unidades vegetais do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (PEQRB), município de Lavras- MG. Este trabalho compõe uma série de estudos que vêm sendo desenvolvidos no parque pela equipe do Laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade (CONFLORA) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), relacionados ao comportamento da vegetação após um distúrbio de fogo que atingiu parte do local. Os trabalhos vêm se desenvolvendo de forma integrada desde a ocorrência do fogo, em 2011. Alguns deles já estão publicados por meio de dissertações de mestrado (ARAÚJO, 2015; COELHO, 2015; MOREIRA, 2015).

Nesse contexto, este trabalho foca no papel das alterações do dossel sobre a comunidade vegetacional do parque, partindo do seguinte questionamento: como se dá o comportamento espacial e temporal das aberturas do dossel após o distúrbio nos diferentes sistemas ecológicos do parque?

A partir dessa indagação e considerando as premissas ecológicas relacionadas,

estima-se que existam diferenças no desenvolvimento do dossel nos diferentes sistemas estudados, bem como variações desse ao longo do tempo.

Dessa forma, o trabalho contribui para o entendimento da estruturação da vegetação após a perturbação, fornecendo maior conhecimento das formações atlânticas e de Cerrado, objetivando a compreensão das modificações na estrutura do dossel entre as diferentes unidades vegetacionais estudadas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Distúrbios Ecológicos

Os ecossistemas naturais têm seu funcionamento de acordo com as condições do ambiente e a configuração de espécies presentes. Porém, ambientes terrestres estão sujeitos a inúmeros processos de alteração da superfície da Terra, que podem interferir no funcionamento e na composição de suas espécies (CHAZDON, 2003; FRELICH, 2002; REYES et al., 2010). Esses fenômenos são chamados de distúrbios ecológicos ou perturbações.

Os distúrbios ecológicos podem ser de origem natural ou antrópica (CHAZDON, 2003; JOHNSON; MIYANISHI, 2007). Os distúrbios naturais são gerados a partir de processos espontâneos, como: fenômenos climáticos, vulcanismo, terremotos, dentre outros. Já os distúrbios antrópicos, são aqueles gerados a partir de ações humanas, como as queimadas e o desmatamento. Há diversas formas de abordagem desse tema, devido a isso, existem diferentes definições para o conceito de distúrbio. Sendo assim, para o presente estudo, será adotado o seguinte conceito para distúrbios ecológicos:

Eventos relativamente discretos no tempo que perturbam o ecossistema, a comunidade, ou a estrutura da população e geram mudanças nos recursos, na disponibilidade de substrato ou no ambiente físico (DAVIS; MORITZ, 2013, p. 562).

Ou seja, são eventos ocorridos no ambiente que geram consequências diretas para os organismos vivos daquele local, sobretudo em relação à disponibilidade de recursos.

Existem diferentes características para cada distúrbio e elas estão ligadas ao regime de perturbação que, por sua vez, relaciona um conjunto de processos espaciais, temporais e ecológicos inerentes ao evento (DAVIS; MORITZ, 2013). Assim, os distúrbios ecológicos podem apresentar frequência, tamanho e intensidade diferentes (DAVIS; MORITZ, 2013; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; JOHNSON; MIYANISHI, 2007).

A frequência de ocorrência de distúrbios, ou o histórico de perturbação de uma área, influi diretamente na forma como um dado ecossistema reage à perturbação, implicando em maior ou menor adaptação das espécies ao evento (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Por exemplo, Souza (2015), descrevendo a estrutura e composição de florestas sujeitas a inundações periódicas em uma planície do rio São Francisco, ao norte do estado de Minas Gerais, concluiu, entre outros aspectos, que dentre os microambientes analisados, houve maior riqueza de espécies para os ambientes com menor frequência e intensidade de inundação. A autora ainda conclui que ambientes sob maior influência do distúrbio seriam ocupados por um número menor de espécies devido às condições adversas e, portanto, o caráter seletivo é gerado pela ocorrência de inundações.

O tamanho da área afetada por uma perturbação influencia em seu processo de restauração (FRELICH, 2002; SOUZA; BARBOSA, 2004), por exemplo: a abrangência do espaço afetado pela abertura de uma clareira devido a tempestades ou desmatamento é maior que a área impactada pela queda de uma única árvore. Maiores extensões de áreas atingidas podem dificultar a chegada de novos propágulos, prejudicando os processos sucessionais, ao passo que distúrbios de menor escala permitem o reestabelecimento das interações

ecológicas com maior facilidade (HOLL, 2007 *apud* RODRIGUES et al., 2009; SOUZA; BARBOSA, 2004).

A intensidade está relacionada à energia envolvida nos processos mecânicos do distúrbio (DAVIS; MORITZ, 2013; FRELICH, 2002). Para essa característica, cabe explicitar a diferença entre intensidade e severidade. Enquanto a primeira está relacionada às características intrínsecas do distúrbio, a segunda diz respeito aos seus impactos, como a mortalidade de indivíduos gerada pelo fenômeno (FRELICH, 2002). Assim, a intensidade de um incêndio de superfície é menor que a intensidade de um incêndio que chega à copa das árvores, mas a severidade de ambos pode ser semelhante em longo prazo, devido à mortalidade tardia de indivíduos afetados pelo evento (FRELICH, 2002; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

Essas características intrínsecas aos distúrbios têm um papel preponderante sobre a vegetação sujeita a seus efeitos (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Após a ocorrência de uma perturbação, há uma liberação de espaço, que leva a liberação de recursos importantes como luz e nutrientes (DAVIS; MORITZ, 2013). Essa modificação na disponibilidade de recursos gera disputas, intensificando as interações competitivas entre as espécies no processo de recuperação da comunidade (DAVIS; MORITZ, 2013; RICKLEFS, 2012).

Em plantas, as possibilidades de partição do espaço de nicho são limitadas, uma vez que estas competem pelos mesmos recursos essenciais, como água, luz e nutrientes (RICKLEFS, 2012). O nicho ecológico de uma espécie é determinado pela região multidimensional em que é possível sua sobrevivência, incluindo seu habitat e os recursos de que necessita, e a interação entre as necessidades e tolerâncias de um organismo (HUTCHINSON, 1957). Por recursos, entende-se que são os insumos necessários ao desenvolvimento de uma espécie, elementos capazes de sustentar uma população, sejam eles: alimento,

espaço ou abrigo (RICKLEFS, 2012). Em plantas, recursos como luz, água, nutriente e espaço dependem de interações locais, com forte influência do ambiente ao redor do vegetal (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007), por se tratar de organismos sésseis. Assim, as espécies vegetais se desenvolvem de acordo com a heterogeneidade de disposição de recursos no ambiente (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

Os ecossistemas são naturalmente heterogêneos espacial e temporalmente, e a ocorrência de distúrbios contribui para o aumento dessa variação natural (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Cada espécie possui diferentes vantagens diante dos fatores ambientais e isso permite a coexistência de diversos organismos por meio da competição assimétrica, em que espécies distintas competem no mesmo local, porém por recursos diferentes, de acordo com suas adaptações (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; RICKLEFS, 2012). Nesse sentido, Ricklefs (2012) trata os distúrbios ecológicos como fontes de heterogeneidade ambiental, que por sua vez, permitem que espécies coexistam por meio da especialização em diferentes partes do espaço de nicho (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009), incrementando as oportunidades ecológicas locais (RICKLEFS, 2012). Dessa forma, os distúrbios ecológicos têm uma forte contribuição para a manutenção da diversidade de espécies nos ambientes atingidos (REYES et al., 2010), pois tendem a gerar sobreposição de indivíduos mais ou menos afetados pelos impactos do evento, além de contribuir para a dinâmica de substituição de espécies no local (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; REYES et al., 2010; RICKLEFS, 2012).

2.2 O Fogo como Distúrbio Ecológico

Dentre os diversos tipos de distúrbios ecológicos, o fogo tem um papel importante no funcionamento da biosfera, sendo capaz de afetar a distribuição

dos diferentes ecossistemas, devido a alterações na estrutura da vegetação (ARAÚJO; FERREIRA; ARANTES, 2012; BOWMAN et al., 2009). Apesar de o fogo ser um fenômeno natural na dinâmica dos ecossistemas terrestres desde tempos remotos, mais recentemente as atividades humanas se tornaram a maior fonte de origem desse tipo de distúrbio (BOWMAN et al., 2009; HARDESTRY; MYERS; FULKS, 2005). No Brasil, isso vem ocorrendo devido à expansão da ocupação humana, desde a colonização, e, às práticas agrícolas (BOWMAN et al., 2009; PIVELLO, 2011), sobretudo o corte seguido de queima para o preparo do solo para cultivo (NEPSTAD; MOREIRA; ALENCAR, 1999). O fogo de origem antrópica tem sido frequente até mesmo em formações florestais úmidas, onde normalmente esse evento não ocorre (COCHRANE; LAURANCE, 2002; NEPSTAD; MOREIRA; ALENCAR, 1999; PIVELLO, 2011).

De acordo com estudos de Di Bella (2006), 63% das áreas queimadas na América do Sul entre os anos 1999 e 2001 estão concentradas em território brasileiro. Araújo e colaboradores (2012) estudaram as queimadas ocorridas entre os domínios fitogeográficos brasileiros no período de 2002 a 2010 e constataram que 73% do total de áreas queimadas ocorreram no domínio dos cerrados e em torno de 15% na Amazônia, com os outros 12% distribuídos entre os domínios Atlântico, das Caatingas, dos Pampas e do Complexo do Pantanal. Os autores também concluíram que, das áreas queimadas entre os domínios, cerca de 80% atingiram remanescentes vegetais, o que torna o estudo desse distúrbio de suma importância para a tomada de medidas relacionadas à conservação da biodiversidade no país.

A ação do fogo altera drasticamente os ambientes em um espaço de tempo muito curto (BALCH et al., 2008; COCHRANE e SCHULZE, 1999), pois o fogo pode alterar diversos componentes ambientais, desde a química do solo até o sistema climático (BOWMAN et al., 2009). A queima de biomassa proporciona a realocação de diversos nutrientes do solo. Parte desses nutrientes é

volatilizada, isto é, são emitidos para a atmosfera e, conseqüentemente, transportados para outras regiões (BUSTAMANTE et al, 2012). Outra fração dos compostos contidos na biomassa vegetal é depositada no solo, por meio da conversão de folhas, flores e galhos em cinzas ricas em nutrientes (BUSTAMANTE et al, 2012; NEPSTAD; MOREIRA; ALENCAR, 1999). Isso gera um aumento instantâneo na disponibilidade de nutrientes na superfície do solo e em sua alcalinidade. Com isso, espécies herbáceas são beneficiadas, pois possuem raízes superficiais capazes de absorver esses nutrientes disponíveis no solo com maior eficiência (COUTINHO, 2002). Porém, sem a cobertura vegetal, esses nutrientes são gradualmente carreados pelas chuvas, deixando o solo, inicialmente rico, com menor fertilidade e maior acidez (RESENDE et al., 2010; BUSTAMANTE et al, 2012). A recorrência desse processo pode levar a alterações na distribuição da vegetação, dado que o desenvolvimento da flora responde, entre outros fatores, às alterações na composição do solo (BUSTAMANTE et al., 2012).

Partículas de aerossóis emitidas pela queima da biomassa também têm um importante papel nas alterações do ambiente, sobretudo no balanço da radiação e no ciclo hidrológico. Essas partículas, que são produzidas por combustão incompleta da biomassa, podem prejudicar a formação de gotículas de chuva e diminuir a radiação solar incidente (FREITAS et al., 2005). Esse processo, dentre outros aspectos, diminui a precipitação, não só na área próxima ao distúrbio, mas pode atingir regiões distantes do local de queima, devido ao transporte das partículas para a troposfera, alterando o sistema climático da região sob influência dos aerossóis (FREITAS et al., 2005).

Além das modificações no clima e no solo, o fogo pode modificar diretamente não só a estrutura, como também a composição da vegetação (BOWMAN et al., 2009). Existem espécies de plantas que desenvolveram adaptações a esse tipo de distúrbio, como forte suberização da casca ou proteção

das gemas (COUTINHO, 1990), ou ainda espécies cuja germinação e florescimento dependem da ocorrência do fogo (EITEN, 1972). Certas espécies, principalmente do grupo das gramíneas, possuem alta resiliência diante dos impactos causados pela queima (SIMON et al., 2009), retomando seu desenvolvimento pleno pouco tempo depois do impacto gerado pelo fogo, como sugerido por Mews et al. (2013) em um estudo com bambu. Nesse estudo, o autor demonstra a influência da presença de *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (Poaceae) na severidade dos impactos do fogo, relatando a capacidade de resiliência do bambu, devido à proteção de suas gemas à queima e ao rápido crescimento após o fenômeno.

Porém, nem todos os organismos possuem tais atributos. Espécies típicas de florestas úmidas, em geral, apresentam respostas negativas à ocorrência de incêndios devido à carência de adaptações aos efeitos do distúrbio, uma vez que o fogo não é frequente nesses ambientes (BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2005; BOND; KEELEY, 2005).

Ambientes que sofrem os efeitos de incêndios com muita frequência apresentam grande mortalidade de indivíduos arbóreos. Em florestas tropicais, a maior frequência do fogo pode diminuir a quantidade de biomassa acima do solo pela queda na densidade de árvores (HOFFMAN et al., 2012a), gerada pela mortalidade de indivíduos não adaptados ao fogo. Nesse aspecto, os estudos de Peixoto et al. (2012) e Silva et al. (2005) relatam uma diminuição considerável da densidade de indivíduos arbóreos após a ocorrência de fogo em duas fitofisionomias atlânticas semidecíduais amostradas antes e depois do distúrbio. De acordo com Cochrane e Schulze (1999) e com os resultados de Peixoto et al. (2012) e Silva et al. (2005), os indivíduos arbóreos de menor porte são os mais afetados por incêndios, devido à sua menor resistência aos impactos do fogo. Da mesma forma, Brando e colaboradores (2014), relatam um aumento repentino na mortalidade de árvores sob a ação do fogo em um ano de seca severa. De acordo

com os autores, a seca gerou maior intensidade na queima, levando a um aumento significativo (para uma área queimada a cada três anos) na mortalidade de árvores em uma floresta ecotonal (fronteira entre Cerrado e Amazônia).

Silvério e colaboradores (2013) relatam a propagação de gramíneas por mais de 200m em direção ao interior de uma floresta, devido à mortalidade de espécies arbóreas pela ação do fogo. Essa mortalidade de espécimes pelo fogo, sobretudo as arbóreas, gera aberturas na copa da floresta que, por sua vez, permitem maior incidência de luz no interior da vegetação, favorecendo espécies com maior necessidade de tal recurso para sua sobrevivência (HENNENBERG et al., 2006; HOFFMAN et al., 2012a e 2012b). A intensificação da frequência do fogo pode abalar a integridade do de formações florestais, culminando em modificações dos contornos entre diferentes fitofisionomias como relatado por Jeruska-Pieruschka e colaboradores (2010), para os limites entre campos altimontanos e florestas de Araucária no sul do Brasil, ou mesmo os limites entre domínios fitogeográficos como nos trabalhos de Balch et al. (2008), Hoffman et al. (2012a), Silvério et al. (2013), entre outros, para áreas de transição Amazônia-Cerrado.

2.3 O Papel do Dossel

Para fins de estudo, as formações vegetais são divididas em camadas verticais. Essas camadas que se sobrepõem, caracterizam a estratificação da vegetação. A estratificação nada mais é que a divisão das formações vegetacionais em compartimentos com características semelhantes. Em geral, essa classificação se dá por uma divisão qualitativa das espécies por classes de altura (MARTINS et al., 2012). Moffet (2000) define estratificação como uma distribuição vertical não uniforme dentro da vegetação, que pode ser contínua ou descontínua. Classificações com base estatística, que possam ser avaliadas

quantitativamente ainda não estão bem definidas (MARTINS et al., 2012; CURTO et al., 2013), apesar disso, dentre os componentes mencionados nas diferentes classificações de estratificação da vegetação, o dossel destaca-se como sendo um estrato comumente considerado.

O dossel é considerado como um sistema ecologicamente complexo, composto pela combinação de fauna, ambiente e estruturas vegetais associados (MOFFET, 2000). Trata-se de um importante componente para a dinâmica de interações da vegetação com a atmosfera, além da biodiversidade associada a esse estrato que contribui para a manutenção dos processos ecológicos (NADKARNI et al., 2004; OZANE et al., 2003).

Esse estrato recebe maior radiação solar, e, portanto, maior aporte de energia (NADKARNI et al., 2004; OZANE et al., 2003; SOUZA et al., 2014). Devido a isso, a configuração do dossel determina a quantidade e a qualidade da luz que chega ao sub-bosque (BIANCHINI; PIMENTA; SANTOS, 2001; NADKARNI et al., 2004; SUGANUMA et al., 2008). Com isso, a abertura da copa modifica as condições do microclima no interior da formação (BIANCHINI; PIMENTA; SANTOS, 2001; MELO et al., 2007b; SOUZA et al., 2014), fazendo com que a luminosidade, a temperatura e a umidade relativa do ar do dossel cheguem até os estratos inferiores (JENNINGS et al., 1999; SANTOS et al., 2011). Esse processo favorece espécies heliófilas, onde normalmente desenvolvem-se plantas umbrófilas (GANDOLFI et al., 2007; SANTOS et al., 2011) e afeta o crescimento de plântulas, fatores que influenciam na composição florística e estrutural da comunidade (JENNINGS et al., 1999; MELO et al., 2007b), evidenciando o papel do dossel na determinação da comunidade vegetal (GANDOLFI et al., 2007). Nessa mesma linha, Swaine e Whitmore (1988) propuseram uma classificação simplificada de grupos ecológicos de plantas, atualmente bem aceita, com base em características de germinação e estabelecimento de plântulas que, por sua vez, estão relacionadas à

exigência de luz. Para esses autores, a luminosidade é determinante para o grupo de espécies que irá se desenvolver no local, tratando-se de espécies pioneiras ou não pioneiras, destacando assim o papel do dossel na diversidade funcional e na regeneração de espécies.

Além dos efeitos do fogo, como já fora citado anteriormente neste trabalho, na ausência de distúrbios ecológicos, a copa das árvores está sob maior influência das variações do clima regional. Eventos climáticos extremos ou o regime de pluviosidade podem gerar mudanças na densidade ou mortalidade em indivíduos arbóreos (COURALET et al., 2013; SLIK, 2004), e isso acarreta em alterações na cobertura vegetal, gerando clareiras ou tornando o dossel mais permeável à radiação solar, visto que a densidade de folhas tende a diminuir (SLIK, 2004). As variações do clima também têm um grau de importância sobre a fenologia das espécies, principalmente as variações na disponibilidade hídrica têm importante papel nessa relação (FENNER, 1998; SINGH; KUSHWAHA, 2005). Além disso, em áreas onde o clima dita a sazonalidade da disponibilidade hídrica, ele também influencia na deciduidade das espécies, gerando alterações no dossel e, portanto, na luminosidade (NADKARNI et al., 2004; SOUZA et al., 2014).

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ação de distúrbios ecológicos e das oscilações do clima são fatores de grande influência sobre o dossel e da vegetação sob ele. Sendo assim, a avaliação da configuração espaço-temporal do dossel é de grande importância para o conhecimento a respeito da dinâmica ecológica das comunidades vegetais, sobretudo frente às condições atuais de degradação dos ambientes naturais. Assim, o desenvolvimento de pesquisa básica nesse campo fornece

subsídios às pesquisas futuras e, por conseguinte, à tomada de decisões de caráter conservacionista.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, F. C. **Comportamento temporal e espacial da regeneração de diferentes ambientes após o fogo no domínio atlântico**. 2015. 101p. Dissertação (Mestrado em Botânica Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

ARAÚJO, F. M.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution Patterns of Burned Areas in the Brazilian Biomes: An Analysis Based on Satellite Data for the 2002–2010 Period. **Remote Sensing**, Basel, v. 4, n. 7, p.1929-1946, 2012.

BALCH, J. K. et al. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, Urbana, v. 14, n. 10, p. 2276-2287, 2008.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007, 752 p.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; SANTOS, F. A. M. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a Tropical Semi-deciduous Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.44, n. 3, p.269-276, 2001.

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 20, n.7, p. 387-394, 2005.

BOND, W. J.; WOORWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. The distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, Lancaster, v. 165, p. 525-538, 2005.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth System. **Science**, Washington, v. 324, n. 5926, p. 481-484, 2009.

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 2014.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 72, n. 3, p. 655-671, 2012.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Massachusetts, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.

COCHRANE, M.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, Kansas, v. 31, n. 1, p. 2-16. 1999.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, n. 3, 2002.

COELHO, P. A. **Aporte de serapilheira e macronutrientes em diferentes ambientes naturais atingidos por incêndio**. 2015. 115p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

CONNELL, J. H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science**, Washington, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.

COURALET, C. et al. Phenology in Functional Groups of Central African Rainforest Trees. **Journal of Tropical Forest Science**, Kepong, v. 25, n. 3, p.361–374, 2013.

COUTINHO, L. M. O bioma do cerrado. In: KLEIN, A. L. (Org). **Eugen Warming e o Cerrado brasileiro: um século depois**. 1. ed. São Paulo: Editora Unesp, 2002, 156 p.

COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. **Fire in the tropical biota: Ecological processes and global challenges**. 1. ed. Berlim: Springer-Verlag, 1990, 497 p.

CURTO, R. A. et al. Métodos de estratificação vertical em Floresta Estacional Semidecidual. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 4, p. 643-654, 2013.

DAVIS, F. W. ; MORITZ, M. A. Mechanisms of disturbance. In: LEVIS, S. **Encyclopedia of Biodiversity**. 2. ed. Princeton: Academic Press, 2013.

Di BELLA, C. M. et al. Continental fire density patterns in South America. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 15, p. 192-199, 2006.

EITEN, G. The Cerrado Vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, New York, v. 38, n. 2, p.201-341, 1972.

FENNER, M. The phenology of growth and reproduction in plants. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematic**, Massachusettes, v. 1, n. 1, p. 78-91, 1998.

FREITAS, S. R. et al. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 53, p. 167-185. 2005.

FRELICH, L. E. **Forest Dynamics and Disturbance Regimes, studies from temperate Evergreen-Deciduous**. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2002, 266 p.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permiability - Impermeability: Canopy trees as Biodiversity Filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, 2007.

GUREVICHT, J. ; SCHEINER, S. M.; FOX, A. F. **Ecologia Vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009, 592 p.

HENNENBERG, K.J. et al. Phytomass and fire occurrence along forest savanna transects in the Comoé National Park, Ivory Coast. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, n. 3, p. 303–311, 2006.

HOFFMANN W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 15, n. 7, p. 759–768, 2012a.

HOFFMANN, W.A. et al. Fuels or microclimate? Understanding the drivers of fire feedbacks at savanna-forest boundaries. **Austral Ecology**, Canberra, v. 37, n. 6, p. 634–643, 2012b.

Holl, K.D., 2007. Old field vegetation succession in the Neotropics. In: Cramer, V.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Old Fields*. Island Press, Washington, p. 93–117 *apud* RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1242–1251, 2009.

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, New York, v. 22, n. 2, p. 415-427, 1957.

JENNINGS, S. B.; BROWN, N. D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, Edinburgh, v.72, n. 1, p. 59–74, 1999.

JERUSKA-PIERUSCHKA, V. et al. Araucaria forest dynamics in relation to fire frequency in southern Brazil based on fossil and modern pollen data. **Review of Paleobotany and Palynology**, Amsterdam, v. 160, p. 53-65, 2010.

JOHNSON, E. A.; MIYANISHI, K. **Plant Disturbance Ecology: The Process and the Reponse**. Amsterdam: Elsevier, 2007, 698p.

MARTINS, S. V. **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 2012. 371 p.

MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n.2, p.321-328, 2007.

MEWS, H. A. et al. Influência de agrupamentos de bambu na dinâmica pós-fogo da vegetação lenhosa de um cerrado típico, Mato Grosso, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 64, n. 2, p. 211-221, 2013.

MOFFET, M. W. What's "Up"? A Critical Look at the Basic Terms of Canopy Biology. **Biotropica**, Kansas, v. 32, n. 4a, p. 569-596, 2000.

MOREIRA, A. M. **Banco de sementes do solo pós - fogo em um mosaico vegetacional no Domínio Atlântico**. 2015. 75p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

NADKARNI, N. M. et al. The Nature of Forest Canopies. In: LOWMAN, M. D.; RINKER, H. B. (Eds). **Forest Canopies**. 2. ed. New York: Elsevier Academic Press, 2004. 518 p.

NEPSTAD, D. ; MOREIRA, A.; ALENCAR, A. A. **A floresta em chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia**. 1. ed. Brasília: IPAM, 1999. 202 p.

OZANNE, C. M. P. et al. Biodiversity meets the Atmosphere: A global view of Forest Canopies. **Science**, Washington, v. 301, n. 5630, p. 183-186, 2003.

PEIXOTO, K. S. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 26, n. 3, p. 697-708, 2012.

PIVELLO, V. R. The Use of Fire In The Cerrado And Amazonian Rainforests of Brazil: Past and Present. **Fire Ecology**, Seattle, v.7, n.1, p. 24-39, 2011.

RESENDE, J. C. F. et al. Phosphorus cycling in a small watershed in the Brazilian Cerrado: impacts of frequent burning. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 105, n. 1-3, p. 105-118, 2011.

REYES, G. P. et al. Changes in woody vegetation abundance and diversity after natural disturbances causing different levels of mortality. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 21, n. 2, p. 406–417, 2010.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012, 546 p.

RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições, 1997. 747 p.

SANTOS, N.D.; et al. Bryophytic and phytogeographical aspects of two types of forest of the Serra do Mar State Park, Ubatuba/SP, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 425-438, 2011.

SILVA, V. F. et al. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 19, n. 4, p. 701-716, 2005.

SILVÉRIO, D. V. et al. Testing the Amazon savannization hypothesis: Fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philosophical Transactions Royal Society Biological Sciences**, London, v. 368, n. 1619, 2013.

SIMON, M. F. et al. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by *in situ* evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 106, n. 48, p. 20359–20364, 2009.

SINGH, K. P.; KUSHWAHA, C. P. Emerging paradigms of tree phenology in dry tropics. **Current Science**, Bangalore, v. 89, n. 6, p. 964-974, 2005.

SLIK, J. W. F. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. **Oecologia**, Berlin, v. 141, p. 114-120, 2004.

SOUZA, G. A. **Estrutura e composição florística em diferentes microambientes de uma floresta sazonalmente alagada na região do médio São Francisco, norte de Minas Gerais**. 2015. 79 p. Dissertação (Mestrado em Botânica Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.191, n. 1/3, p. 185-200, 2004.

SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness influences the understory community in a Semideciduous Tropical Forest. **Biotropica**, Kansas, v. 46, n. 5, p. 512-515, 2014.

SUGANUMA, M. S. et al. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um Reflorestamento e uma floresta madura. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.2, p.377-385, 2008.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 75, p. 81-86, 1988.

SEGUNDA PARTE –ARTIGO

VARIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS NA ABERTURA DO DOSEL EM DIFERENTES TIPOLOGIAS VEGETAIS SOB EFEITO DE FOGO E VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS

*Bruno Natali de Almeida; Rubens Manoel dos Santos; Jean Daniel Morel;
Diego Gualberto Salles Pereira*

RESUMO: A ocupação humana tem gerado inúmeros prejuízos ao meio ambiente. Devido a isso, os domínios fitogeográficos Atlântico e dos Cerrados brasileiros destacam-se pelo alto grau de ameaça de seus remanescentes, fazendo com que o estudo de sua ecologia seja de suma importância para a conservação desses domínios. Apesar da existência de distúrbios ecológicos naturais, a ação humana pode agravar a ocorrência desses fenômenos, como por exemplo: o aumento da frequência do fogo em ambientes naturais. Mesmo o dossel, camada superior da vegetação, é prejudicado direta ou indiretamente pela ação desse distúrbio. O dossel é um importante componente da vegetação que regula os níveis de luminosidade que chegam às camadas inferiores, pois está sob influência direta da atmosfera e de suas alterações. Também por isso, esse estrato é fortemente influenciado pelas variações do clima. Assim, este trabalho buscou estudar as variações na abertura do dossel de um mosaico vegetacional inserido em uma área de contato entre os domínios Atlântico e dos Cerrados, com o intuito de identificar como se dão essas alterações entre as tipologias vegetais analisadas, e qual a influência do clima e da ocorrência de fogo nas oscilações no estrato superior da vegetação. Para isso, o estudo acompanhou as mudanças na abertura do dossel, com o uso de fotografias hemisféricas, em diferentes unidades vegetacionais por três anos, a partir da ocorrência de um evento de fogo no local. Em unidades vegetacionais de formações florestais, o padrão das oscilações do dossel foi mais evidente, já nas demais unidades não foram identificadas grandes alterações ou não houve padrão de oscilação. Tanto o evento de fogo quanto as variações climáticas do período analisado influenciaram na abertura do dossel dos ambientes, assim como a severidade do fogo e a umidade relativa do ar foram os fatores de maior influência sobre a configuração do dossel.

Palavras-chave: Luminosidade. Distúrbios Ecológicos. Clima. Fotografia Hemisférica.

ABSTRACT: Human occupation has generated numerous environmental damage. Because of this, Atlantic and Cerrado phytogeographic domains are some of the most threatened Brazilian biomes, making the study of their ecology of paramount importance for the conservation of these areas. Despite the existence of natural disturbances, human actions can deepen those phenomena, for example: an increase in fire events in natural environments. Canopy, the upper layer in vegetation, is directly and indirectly harmed by this disturbance. Being influenced by climate changes, canopy is an important compound of the vegetation, which acts regulating luminosity levels inside the forest. This study's aim was to access if there were variations in canopy gaps in a forest mosaic between Atlantic and Cerrado domains. The intention was to identify if and how does this variations occur in the vegetation analyzed and which are the climate and fire influences in the upper extract of the forest. This study accessed informations about changes in canopy gaps using hemispheric photos for three years in different vegetation units after fire events in the forest. In forest units, the oscillation pattern in the canopy was conspicuous, while in the other units there were no alterations. Both fire events and climate changes in the period analyzes had an influence in the canopy gaps in the units. Fire events harshness and relative humidity were the major factors influencing canopy configuration.

Keywords: Luminosity; Ecologic Disturbance; Climate; Hemispherical Photo.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o crescimento da população humana tem ameaçado cada vez mais os ambientes naturais, comprometendo a biodiversidade e os serviços ambientais dos remanescentes de vegetação (BRASIL, 2013). No Brasil, destacam-se os domínios fitogeográficos Atlântico e dos Cerrados pelo alto risco à sua conservação, sendo considerados como *hotspots* para conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000).

O domínio Atlântico encontra-se extremamente fragmentado, com apenas cerca de 8% de sua cobertura original (GALINDO-LEAL; CÂMARA,

2005), contendo poucas conexões entre os remanescentes existentes, o que gera extinção de diversas espécies e a limitação da área de ocorrência de outras mais (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; TABARELLI et al., 2010). Assim como o Domínio Atlântico, os Cerrados têm sido fortemente afetados pelo desenvolvimento de atividades humanas, com expansão da fronteira agrícola e com o aumento da frequência do fogo (BRASIL, 2013; KLINK e MACHADO, 2005), culminando em uma redução de cerca de 80% da cobertura original do domínio (MYERS et al., 2000).

Diante da preocupação com o futuro desses domínios e do aumento de atividades humanas como o desmatamento e a fragmentação de habitats, pesquisas voltadas à recuperação desses ambientes tornam-se importantes. Assim, o dossel surge como componente a ser estudado para melhoria das ações de regeneração da vegetação. O dossel tem um importante papel na determinação das características do sub-bosque, e, portanto, da dinâmica de regeneração das espécies (SOUZA et al., 2014), pois é capaz de controlar a luminosidade e o microclima dos estratos inferiores da vegetação (BIANCHINI; PIMENTA; SANTOS, 2001; SANTOS et al, 2011).

A cobertura vegetal está em contato direto com a atmosfera, o que faz do dossel um importante regulador dos níveis de energia que incidem sobre a vegetação e sobre o solo (SANTOS et al., 2011). A copa das árvores tem uma forte interação com a atmosfera, por isso está sujeita às alterações do clima. O clima pode atuar sobre a fenologia dos indivíduos arbóreos, condicionando indivíduos decíduos ou não (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Ademais, eventos climáticos, como longas estiagens, também são capazes de alterar o dossel, danificando-o diretamente, pela queda de folhas devido à desidratação, ou pela mortalidade de espécimes (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

Da mesma forma, há distúrbios ecológicos que podem gerar danos na estrutura do dossel. Dentre esses distúrbios ecológicos, destaca-se o fogo, um

distúrbio de ocorrência natural, que vem se tornando mais frequente devido à ação exploratória do homem (BOWMAN et al., 2009). O fogo é um importante agente modificador de ambientes (COCHRANE e SCHULZE, 1999) cujos impactos se estendem pelos diferentes compartimentos da vegetação, desencadeando uma substituição de espécies vegetais por meio de processos sucessionais (COCHRANE, 2003). Em queimadas de maior intensidade, o fogo pode chegar ao dossel, alterando diretamente as condições microclimáticas dos ambientes afetados, devido principalmente às mudanças na radiação solar sobre o sub-bosque (HENNENBERG et al., 2006; HOFFMAN et al., 2012).

Trabalhos de pesquisa que visem o estudo dos fatores que modificam o dossel e a luminosidade do sub-bosque são pouco comuns na literatura e os que existem, em geral, seguem as avaliações por um curto período de tempo, como em Bianchini; Pimenta; Santos (2001), Nicotra; Chazdon; Iriarte (1999) e Rich et al. (1993), que fizeram estudos por períodos próximos de um ano. Diante desse cenário, pesquisas que busquem o maior entendimento dos processos ecológicos e dos impactos da ação humana sobre os dosséis dos *hotspots* brasileiros, por meio de avaliações mais duradouras, são de suma importância para a conservação dos seus remanescentes.

Assim, o presente trabalho busca prover informações a respeito do comportamento do dossel entre as diferentes unidades de vegetação de um fragmento florestal. Esse fragmento está inserido em uma região de contato dos Domínios Atlântico e dos Cerrados, cuja maioria das unidades foi atingida por um evento de fogo, por meio do acompanhamento dos valores de abertura do dossel ao longo de três anos.

Nesse sentido, a presente pesquisa parte dos seguintes questionamentos: como se dá o comportamento do dossel ao longo do tempo após distúrbio? Esse comportamento é o mesmo entre diferentes formações vegetacionais? A variação do clima afeta a configuração do dossel?

De acordo com os questionamentos expostos, tem-se as seguintes hipóteses: (i) é esperado que fitofisionomias com estrutura vegetacional e porte distintos apresentem diferentes níveis de abertura do dossel, porém, exibindo uma oscilação semelhante ao longo do tempo. Da mesma forma, (ii) acredita-se que os níveis de chuva tenham grande influência sobre a configuração do dossel.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo e Distribuição dos Pontos Amostrais

O trabalho foi desenvolvido no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (PEQRB), localizado no município de Lavras, MG, nas coordenadas geográficas 21°19'S e 44°59'O. O clima da região é do tipo Cwb, segundo o mapa da classificação de Köppen para o Brasil, proposto por Alvares et al. (2013), contendo verões brandos e invernos secos. A precipitação anual média é de cerca de 1500 mm, com temperatura anual média de 19,6°C (BRASIL, 1992). A Figura 1 exibe o climograma para os anos de 2010 a 2014, com dados oriundos da estação meteorológica de Lavras (a mais próxima da área de estudo).

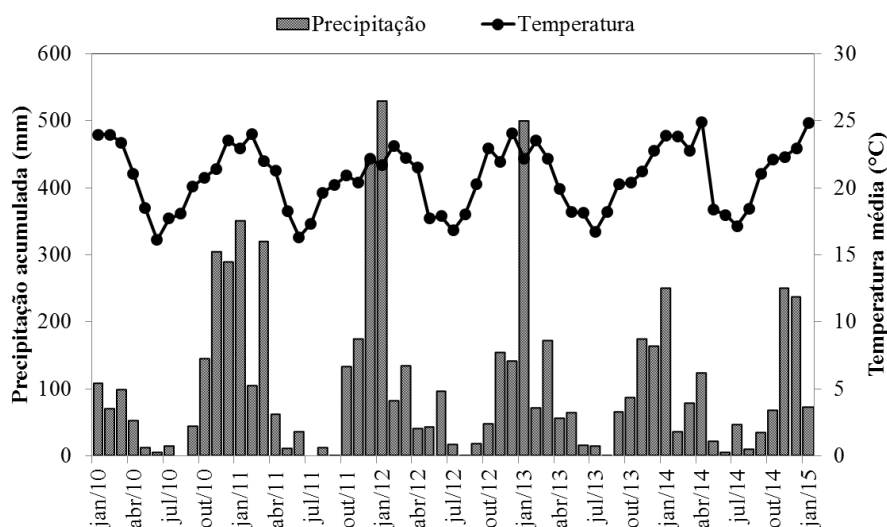


Figura 1 - Climograma do Município de Lavras - MG, para o período de janeiro de 2010 a janeiro de 2015

Fonte: Estação Meteorológica de Lavras (Dados obtidos em 2015).

A área de estudo é o maior fragmento de vegetação nativa da região, com aproximadamente 200 ha, inserida no domínio Atlântico, porém, com ocorrência de manchas de vegetação dos Cerrados, contendo formações de florestas estacionais semidecíduais e Cerrado *strictu sensu* (OLIVEIRA-FILHO e FLUMINHAH-FILHO, 1999). O local possui grande variação ambiental, com relevo acidentado, apresentando cotas altitudinais entre 1000 e 1300 m, resultando em diversas formações vegetais sobre diferentes profundidades de solo, desde fisionomias campestres, a ambientes de floresta alta e densa nos fundos de vale.

Entre o final de setembro e o início de outubro de 2011, houve um evento de fogo que atingiu parte da superfície da área de estudo. O fogo se iniciou em áreas adjacentes ao parque, partindo de formações campestres e seguindo até os ambientes florestais, afetando diferentes fitofisionomias do

PEQRB. Assim, considerando as variações fitofisionômicas e ambientais da área de estudo e a ocorrência do fogo, para esta pesquisa foram analisadas sete formações vegetacionais distintas (Tabela 1), abrangidas por 66 pontos de amostragem distribuídos pela área do parque, de acordo com a área de cobertura de cada formação (Figura 2).

Tabela 1 - Descrição das Unidades de Vegetação Analisadas no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG (Continua)

VEGETAÇÃO	CARACTERÍSTICAS
Floresta não queimada (Fnq)	Vegetação florestal, com dossel em torno de 20 m de altura, em uma encosta (14 pontos amostrais).
Floresta queimada (Fq)	Vegetação florestal, contígua à floresta não queimada. Dossel em torno de 20 m de altura, com crestamento do dossel em porções mais baixas, em área de encosta (13 pontos amostrais).
Candea (Cd)	Vegetação dominada por candeias (<i>Eremanthus</i> spp.), com dossel em torno de 10 m, com crestamento do dossel, em transição abrupta para as formações campestres (11 pontos amostrais).
Mata ciliar (Mc)	Vegetação próxima a um curso d'água, afetada pelo fogo, contendo dois pontos de amostragem próximos à margem do córrego que corta o parque e outros três pontos seguindo um gradiente de elevação a partir do córrego (5 pontos amostrais).
Ecótono (Ec)	Vegetação de transição entre as formações florestais e campestres, sob efeito do fogo. Os pontos amostrais estão distribuídos em quatro conjuntos de três pontos. Os conjuntos de pontos compreendem uma amostragem em área de floresta, um ponto em meio à transição floresta-campo e o terceiro ponto em ambiente de campo (12 pontos amostrais).

(Tabela 1 - Continuação)

Pteridium sp. (Pt)	Vegetação de encosta com árvores espaçadas, que antes da passagem do fogo era dominada por <i>Pteridium</i> sp. e após o incêndio passou a ser dominada por gramíneas com cerca de 1,5 m de altura (6 pontos amostrais).
Campo (Cp)	Vegetação nativa predominantemente herbácea, com árvores espaçadas e de pequeno porte, sob efeito do fogo (5 pontos amostrais).

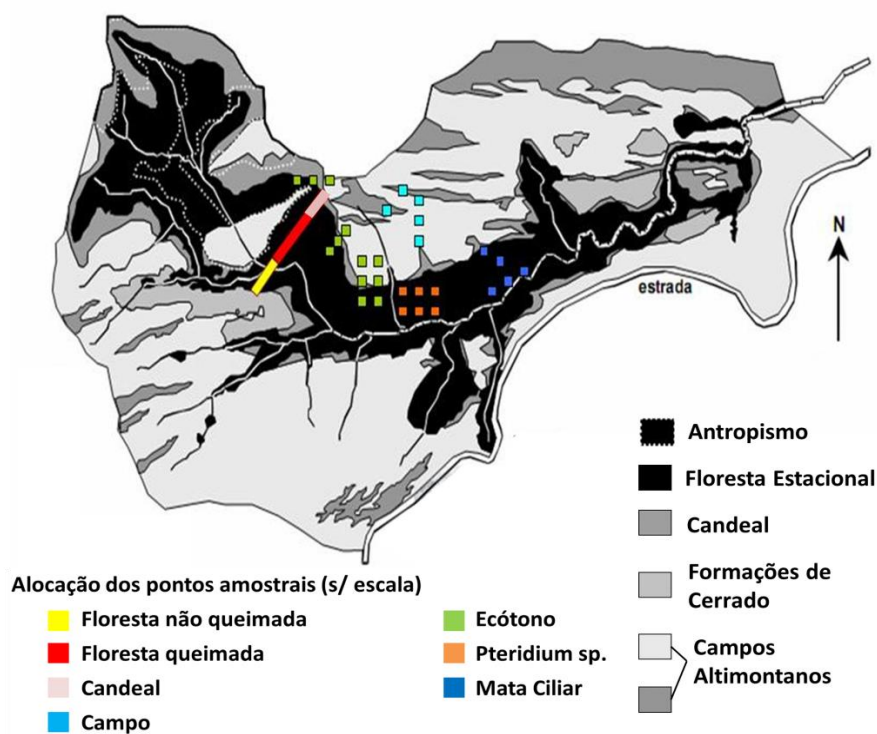


Figura 2 - Mapa do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, localizado em Lavras, MG. O mapa apresenta a distribuição das fitofisionomias do parque e a locação dos pontos amostrais

Fonte: Adaptado de Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho (1999).

2.2 Aquisição e Processamento das Imagens

As imagens utilizadas nesse estudo foram registradas desde o momento seguinte ao fogo (outubro de 2011), até o mês de outubro de 2014, em intervalos de seis meses, resultando em sete repetições, totalizando três anos de acompanhamento da vegetação. O intervalo entre as repetições deu-se de acordo com a estacionalidade climática da região, com fotografias obtidas em outubro, visando a amostragem ao fim da estação seca e fotografias em abril para amostragem ao fim da estação chuvosa, com o intuito de identificar alterações na vegetação relacionadas à deciduidade natural. Apenas na repetição referente à estação seca de 2013 a fotografia foi registrada em dezembro, ao invés de outubro, devido a reparos necessários na câmera.

As fotografias hemisféricas foram obtidas com uma câmera digital Nikon D90 de 12 megapixels, com acoplamento de uma lente objetiva convexa de 10,5 mm (conhecida como "lente olho de peixe"), apoiada em um tripé, mantendo a estabilidade da câmera com a lente a 1 m do solo. As fotos foram registradas a partir dos mesmos pontos de referência em todas as repetições, garantindo a homogeneidade do registro da imagem.

Buscando a minimização dos efeitos de luminosidade excessiva ou insuficiente e a eliminação de possíveis erros no momento da obtenção das imagens, para cada ponto fotografado, foram obtidas de 3 a 5 imagens com diferentes níveis de exposição à luz, de acordo com as condições do ambiente, como intensidade luminosa e ventos na ocasião do registro das imagens. Após a extração dos dados, tomou-se para as análises a média do conjunto de valores obtidos em cada fotografia por ponto, por repetição.

O processamento das imagens consistiu no processo de binarização (transformação dos pixels da imagem em branco ou preto) das fotografias registradas, realizada por meio do programa ImageJ (ABRAMOFF;

MAGALHÃES; RAM, 2004), e posterior extração dos dados de abertura do dossel com o programa Gap Light Analyzer (FRAZER et al., 1999).

2.3 Análise e Exibição dos Resultados

Foi utilizada a abertura do dossel (AD) para avaliar as modificações das características do dossel dos diferentes ambientes analisados. A AD é uma variável apresentada em porcentagem e indica o quanto o dossel está aberto, permitindo inferir a respeito dos níveis de luminosidade do sub-bosque (MAURO-DIAZ; LENCINAS; del-VALLE, 2014). A porcentagem de abertura é calculada pela contagem de pixels da imagem classificados como céu (cor branca), após o processo de binarização (MAURO-DIAZ; LENCINAS; del-VALLE, 2014).

Buscando evidenciar a distribuição dos níveis de AD em cada unidade vegetacional, confeccionou-se *boxplots* para cada unidade, exibindo o comportamento da AD ao longo do tempo. O *boxplot* é um tipo de gráfico que exhibe a distribuição dos dados por meio de seus quartis e da mediana (nas caixas estão representados 50% dos dados observados), permitindo a comparação entre conjuntos de dados relativos às variáveis categóricas.

Já o comportamento do dossel frente à estacionalidade climática foi analisado por meio de gráficos com os dados de AD média para as repetições nas estações seca e úmida, em cada unidade amostral. Por fim, com o intuito de analisar a variação espacial entre as unidades de vegetação, foi construído um gráfico com os valores médios de AD de cada unidade ao longo das repetições. Dada a não normalidade na distribuição dos dados, verificada pelo teste Shapiro Wilk, as comparações foram submetidas ao Teste de Kruskal-Wallis para verificação estatística de similaridades na AD, seguido do Teste de Dunn para identificação dos grupos similares entre si, ambos testes a 5% de significância.

Em uma abordagem relacionando as alterações do dossel com as variações climáticas, seguiram-se análises de correlação e regressão linear. Partindo-se do princípio que o clima é capaz de alterar a configuração da vegetação (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; RICKLEFS, 2012) e dos dados disponíveis da Estação Meteorológica de Lavras, o presente trabalho tratou as seguintes variáveis como preditoras da AD: precipitação acumulada (PrecAcum); temperatura média (Tmed); umidade relativa do ar média (Umed) e número de dias sem chuva acumulado (DSCAcum). Essas variáveis foram utilizadas a partir de três abordagens temporais, na abordagem 1, foram utilizados os dados das quatro variáveis relativas ao mês anterior ao registro das fotografias, na abordagem 2, foram utilizadas as variáveis relativas há três meses antes das fotografias e a abordagem 3, usando dados de seis meses antes de cada repetição do registro das fotos, buscando identificar a implicação não apenas imediata, mas também o efeito contínuo de tais variáveis. A partir dessas variáveis e dos valores de AD em cada repetição entre as unidades vegetacionais, foram feitos testes de correlação de Spearman. A partir disso, as correlações significativas foram exploradas por meio de regressões lineares simples.

Neste trabalho, para realização das análises estatísticas e confecção de gráficos e tabelas foram usados os softwares R estatística (2014) e Microsoft Excel (2010).

3 RESULTADOS

3.1 Heterogeneidade Espaço-temporal das Unidades

A Figura 3 exibe os diagramas tipo *boxplot* para cada uma das unidades de vegetação amostradas. De acordo com a figura, a unidade Floresta não

queimada (Fnq) variou por cerca de 10 a 30% oscilando a AD ao longo das repetições, de forma que os resultados para outubro tendem a apresentar maior AD que os resultados para abril. Dessa forma, a 1ª e a 3ª repetição apresentaram distribuição semelhante ($p = 0,4709$), assim como a 2ª, 4ª, 5ª e 6ª repetição temporal que também se agruparam com menores valores, e a 7ª repetição destacou-se das demais com valores de AD significativamente maiores.

A unidade Floresta queimada (Fq) teve a maioria dos valores entre 10 e 25% de AD. Apesar de, assim como em Fnq, a AD oscilar entre as repetições de outubro e abril, em Fq as repetições foram mais semelhantes entre si, destacando-se a 7ª repetição com maiores valores de AD e estatisticamente iguais à 1ª e 3ª repetições, e a 5ª repetição igual a todas outras com exceção da 7ª repetição.

A AD variou entre 15 e 35% nas unidades Candéal (Cd) e Mata ciliar (Mc). Em Cd a 1ª e a 7ª repetição se destacaram com maior AD, enquanto que a 2ª, 4ª, 5ª e a 6ª repetição foram semelhantes aos menores valores de abertura. Mc não apresentou diferenças significativas entre as repetições (Kruskal-Wallis, $p = 0,44$), porém a 1ª e a 7ª repetição apresentaram diferenças marginalmente significativas ($p < 0,07$) se comparadas às 2ª e 5ª repetições.

O Ecótono (Ec) demonstrou a maior amplitude de variação dos percentuais de AD, oscilando desde cerca de 20% até 80%, sem diferenças estatisticamente significativas ao longo das repetições (Kruskal-Wallis, $p = 0,91$).

A unidade Pteridium (Pt) também apresentou grande amplitude de variação na AD entre as repetições, com um comportamento diferenciado das demais unidades, mostrando menores níveis de AD na 4ª medição (média de 38,50%), com maiores valores na 1ª e 7ª medições (médias de 68,59 e 61,57%), de forma que a 1ª repetição diferenciou-se estatisticamente da 4ª, 5ª e 6ª medição e a 7ª repetição diferenciou-se da 4ª.

O Campo (Cp) oscilou entre 90 e 100%, mantendo a AD praticamente constante ao longo das repetições, logo, não diferindo no tempo amostrado (Kruskal-Wallis, $p = 0,98$).

Ao analisar as variações do dossel entre as estações seca (repetições dos meses de outubro) e úmida (repetições dos meses de abril), os valores médios de AD, exibidos na Figura 4, são maiores na estação secas, se comparados à estação úmida nas unidades Fnq (ADseca = 19,59% \pm 8,06; ADúmida = 11,93% \pm 3,58), Fq (ADseca = 19,43% \pm 5,04; ADúmida = 15,65% \pm 5,58) e Cd (ADseca = 25,65% \pm 6,95; ADúmida = 20,26% \pm 4,95), com valor de $p < 0,01$.

Entre as demais unidades os valores médios de AD não diferiram entre as estações (Mc – ADseca = 26,94% \pm 7,70, ADúmida = 22,65% \pm 7,34, $p = 0,1172$; Ec – ADseca = 61,07% \pm 25,24; ADúmida = 56,13% \pm 29,39, $p = 0,3201$; Pt – ADseca = 58,02% \pm 16,68; ADúmida = 50,17% \pm 20,27, $p = 0,1949$ e Cp – ADseca = 95,36% \pm 4,83, ADúmida = 95,29% \pm 5,61, $p = 0,9733$).

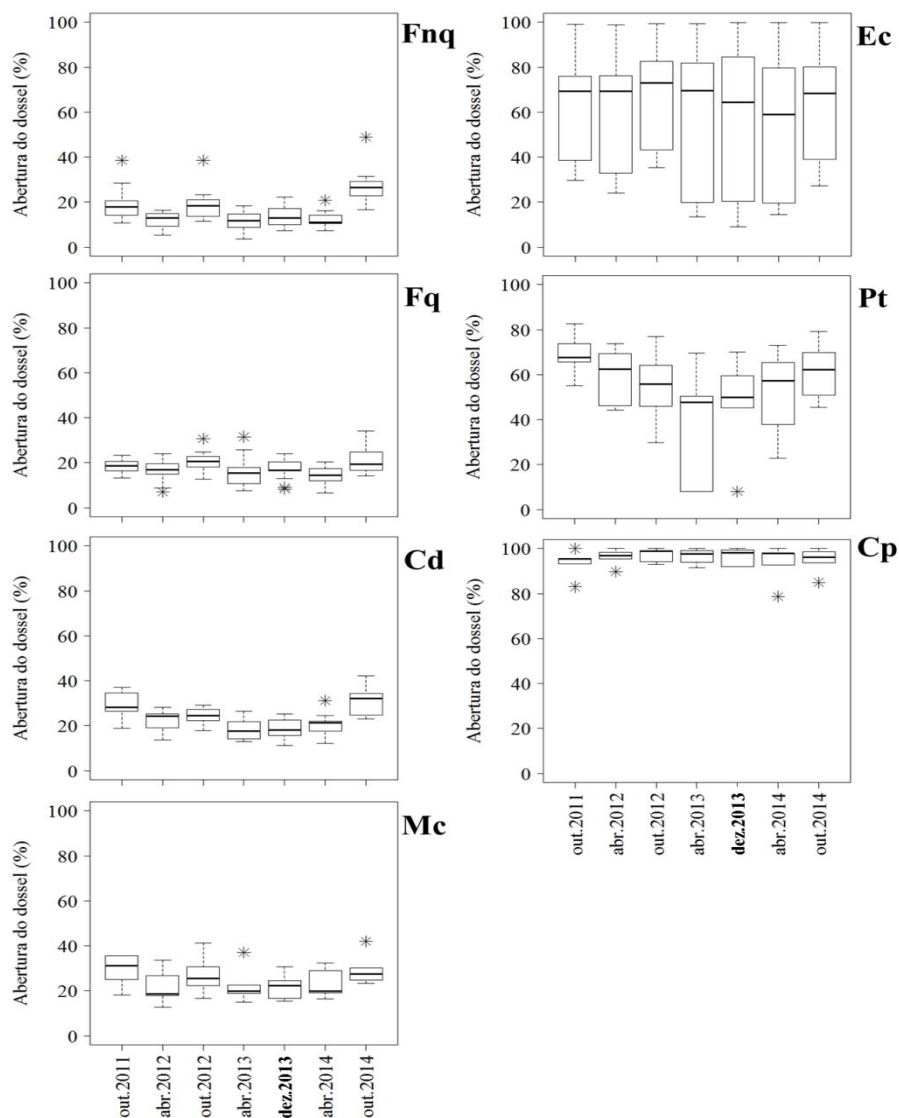


Figura 3 - *Boxplot* da Abertura do Dossel das Unidades Amostrais Analisadas no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito entre as Repetições Temporais. Asteriscos representam *outliers* e os traços centrais das caixas indicam as medianas

Legenda: Fmq = Floresta não queimada; Fq = Floresta queimada; Cd = Candeal; Mc = Mata ciliar; Ec = Ecótono; Pt = Pteridium; Cp = Campo.

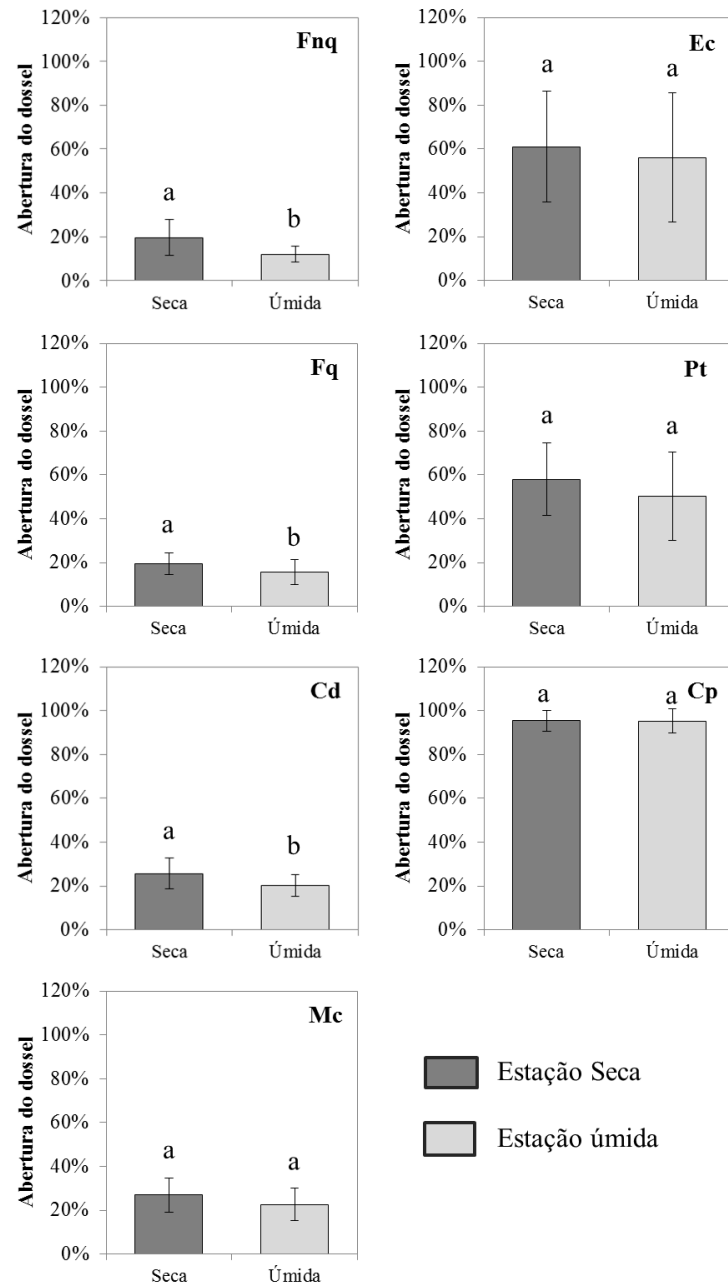


Figura 4 - Sazonalidade da Abertura do Dossel das Unidades de Vegetação do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito. A figura exhibe os valores

médios e desvio padrão dos níveis de abertura do dossel nas estações seca e úmida em cada unidade vegetacional entre outubro de 2011 e outubro de 2014, letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativa entre as estações em cada gráfico

Legenda: Fnq = Floresta não queimada; Fq = Floresta queimada; Cd = Candeal; Mc = Mata ciliar; Ec = Ecótono; Pt = Pteridium; Cp = Campo.

A Figura 5 reúne as oscilações da AD das sete unidades analisadas em uma mesma escala gráfica. As unidades Fnq, Fq, Cd e Mc apresentam os menores valores, variando entre 10 e 30%, Ec e Pt, com valores intermediários, apresentaram variação entre 40 e 70%, enquanto Cp destacou-se com aberturas maiores que 90%. De acordo com a análise estatística, as unidades Fnq e Fq são semelhantes ($p = 0,0750$), da mesma forma que as unidades Cd-Mc ($p = 0,3037$) e Ec-Pt ($p = 0,3337$), com a unidade Cp diferenciando-se das demais ($p < 0,01$).

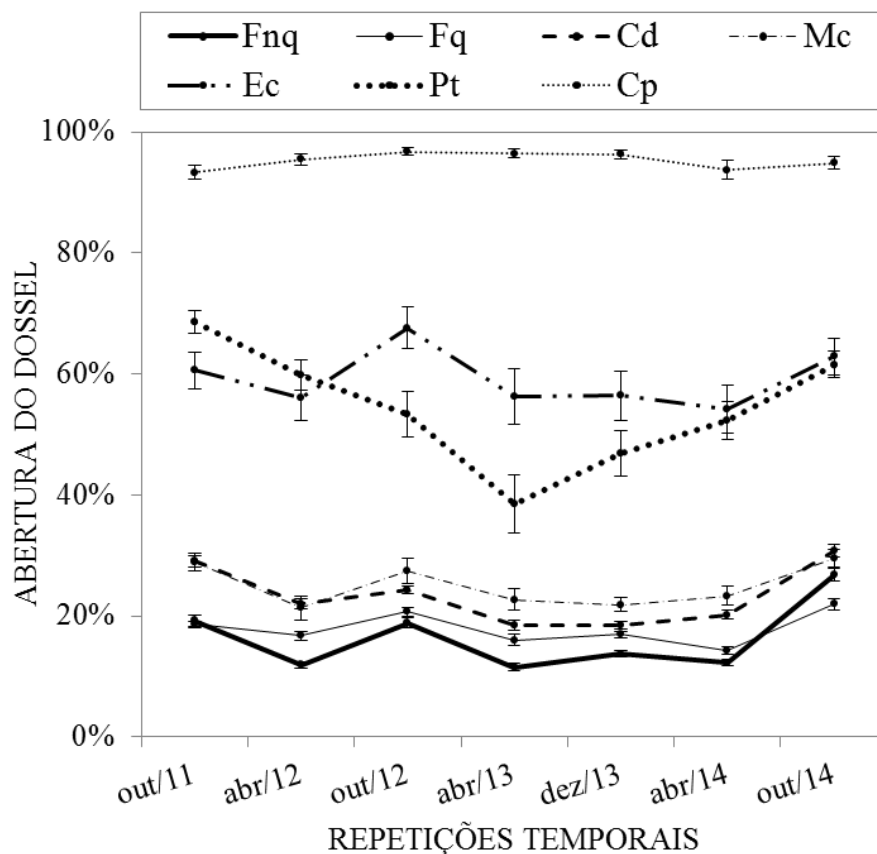


Figura 5 - Abertura do Dossel entre as Unidades de Vegetação do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito. A figura exhibe os valores médios e erro-padrão entre as unidades no decorrer das repetições temporais

Legenda: Fnq = Floresta não queimada; Fq = Floresta queimada; Cd = Candeal; Mc = Mata ciliar; Ec = Ecótono; Pt = Pteridium; Cp = Campo.

3.2 Clima e Abertura do Dossel

A Tabela 2 exhibe os valores das correlações entre a AD e as variáveis climáticas nas diferentes unidades vegetacionais amostradas. De acordo com a tabela, a variável de umidade relativa do ar média apresenta maior correlação

com a AD nas diferentes unidades e, observando-se a significância ($p \leq 0,05$), destaca-se o ambiente Fnq com maior número de correlações significativas e os ambientes Cd e Cp sem nenhuma correlação considerada significativa.

A unidade Pt apresentou correlações significativas com Umed1 e Umed2, ambas com 0,75 e $p = 0,05$. Mc também apresentou correlação com a umidade relativa do ar (Umed1 e Umed2 com 0,78 e $p = 0,04$ e Umed3 = 0,89 e $p = 0,01$) e também com DSCAcum1 (0,75, $p = 0,05$) e apenas as unidades Fq e Ec apresentaram significância com a temperatura, com correlação de 0,8 e $p \leq 0,02$.

Nas análises de regressão, as variáveis PrecAcum, Tmed e Umed apresentaram correlações negativas em todos os modelos apresentados, isto é, com o aumento dos níveis de umidade ou de precipitação, há uma diminuição nos valores de AD. Já para a variável DSCAcum, acontece o contrário, quanto maior o número de dias sem chuva, maior a AD.

A figura 6 exibe as regressões realizadas para a unidade Fnq, evidenciando que os níveis de umidade (Umed1, 2 e 3) e a precipitação do mês anterior (PrecAcum1) apresentam maior poder de explicação para a variação de AD ($r^2 > 0,5$). Para as regressões referentes à unidade Fq (Figura 7), destaca-se a relação com Umed1 e Tmed2 ($r^2 > 0,57$). Na unidade Mc (Figura 8), as variáveis relativas à umidade relativa do ar e à variável DSCAcum apresentaram valor de $r^2 > 0,57$. Em Ec (Figura 9), as variáveis Tmed1 e 2 e PrecAcum1 exibiram valor de r^2 entre 0,44 e 0,52. Para a unidade Pt (Figura 10), as variáveis Umed1 e 2 apresentaram valor de r^2 em torno de 0,45.

Tabela 2 - Correlações entre a Abertura de Dossel e Variáveis Climáticas do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, entre os anos de 2011 e 2014. Os valores entre parênteses representam a significância das correlações, destacados quando esta é menor ou igual a 0,05

	Fnq	Fq	Cd	Mc	Ec	Pt	Cp
PrecAcum1	-0,89 (0,01)*	-0,75 (0,05)*	-0,64 (0,12)	-0,71 (0,07)	-0,75 (0,05)*	-0,67 (0,09)	0,28 (0,53)
Tmed1	-0,64 (0,12)	-0,71 (0,07)	-0,35 (0,43)	-0,46 (0,29)	-0,82 (0,02)*	-0,39 (0,38)	-0,07 (0,88)
Umed1	-0,96 (0,00)*	-0,78 (0,04)*	-0,71 (0,07)	-0,78 (0,04)*	-0,71 (0,07)	-0,75 (0,05)*	0,42 (0,34)
DSCAcum1	0,88 (0,01)*	0,70 (0,08)	0,68 (0,09)	0,75 (0,05)*	0,70 (0,08)	0,70 (0,08)	-0,34 (0,45)
PrecAcum2	-0,75 (0,05)*	-0,60 (0,15)	-0,35 (0,43)	-0,60 (0,15)	-0,71 (0,07)	-0,39 (0,38)	0,14 (0,76)
Tmed2	-0,60 (0,15)	-0,82 (0,02)*	-0,25 (0,59)	-0,25 (0,59)	-0,85 (0,01)*	-0,21 (0,64)	-0,42 (0,34)
Umed2	-0,96 (0,00)*	-0,78 (0,04)*	-0,71 (0,07)	-0,78 (0,04)*	-0,71 (0,07)	-0,75 (0,05)*	0,42 (0,34)
DSCAcum2	0,78 (0,04)*	0,64 (0,12)	0,42 (0,34)	0,53 (0,22)	0,67 (0,09)	0,53 (0,22)	-0,21 (0,64)
PrecAcum3	-0,75 (0,05)*	-0,60 (0,15)	-0,35 (0,43)	-0,60 (0,15)	-0,71 (0,07)	-0,39 (0,38)	0,14 (0,76)
Tmed3	-0,60 (0,15)	-0,64 (0,12)	-0,10 (0,82)	-0,14 (0,76)	-0,64 (0,12)	-0,25 (0,59)	-0,14 (0,76)
Umed3	-0,82 (0,02)*	-0,46 (0,29)	-0,64 (0,12)	-0,89 (0,01)*	-0,42 (0,34)	-0,60 (0,15)	0,64 (0,12)
DSCAcum3	0,73 (0,06)	0,57 (0,18)	0,28 (0,53)	0,55 (0,19)	0,66 (0,10)	0,36 (0,43)	-0,18 (0,70)

Legenda: Unidades vegetacionais: Fnq = Floresta não queimada, Fq = Floresta queimada, Cd = Candeal, Mc = Mata ciliar, Ec = Ecótono, Pt = Pteridium, Cp = Campo; Variáveis meteorológicas: PrecAcum = Precipitação acumulada, Tmed = Temperatura média, Umed = Umidade média, DSCAcum = Número de dias sem chuva acumulado.

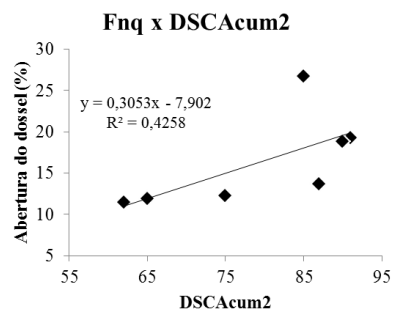
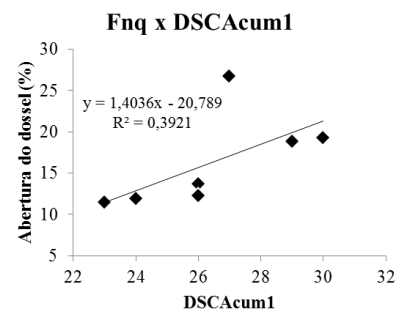
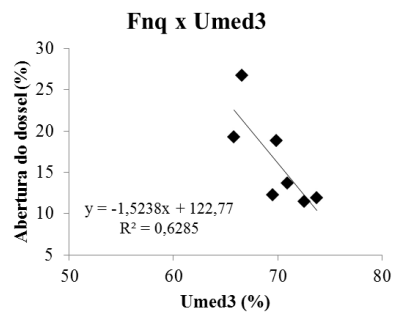
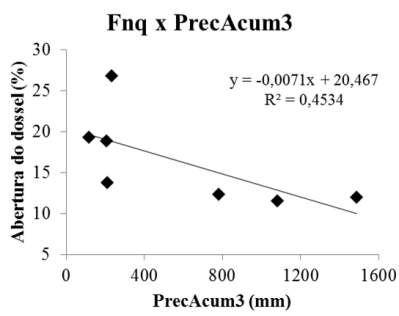
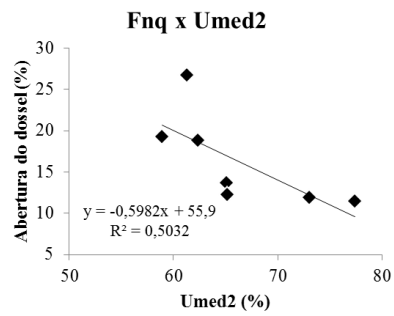
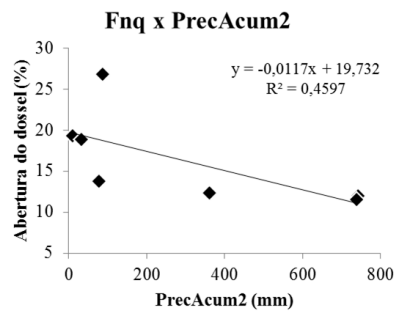
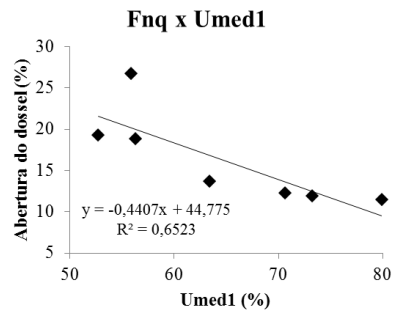
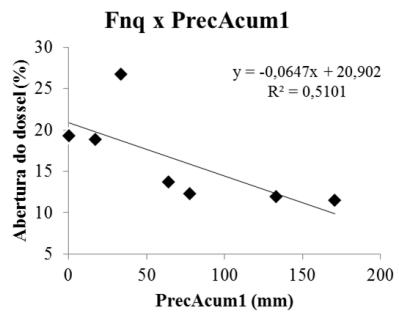


Figura 6 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Fnq, a partir de Variáveis Seleccionadas por meio da Análise Prévia de Correlação

Legenda: Fnq = Floresta não queimada; Variáveis meteorológicas: PrecAcum = Precipitação acumulada, Tmed = Temperatura média, Umed = Umidade média, DSCAcum = Número de dias sem chuva acumulado.

Figura 7 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Fq, a partir de Variáveis Seleccionadas por meio da Análise Prévia de Correlação

Legenda: Fq = Floresta queimada; Variáveis meteorológicas: PrecAcum = Precipitação acumulada, Tmed = Temperatura média, Umed = Umidade média, DSCAcum = Número de dias sem chuva acumulado.

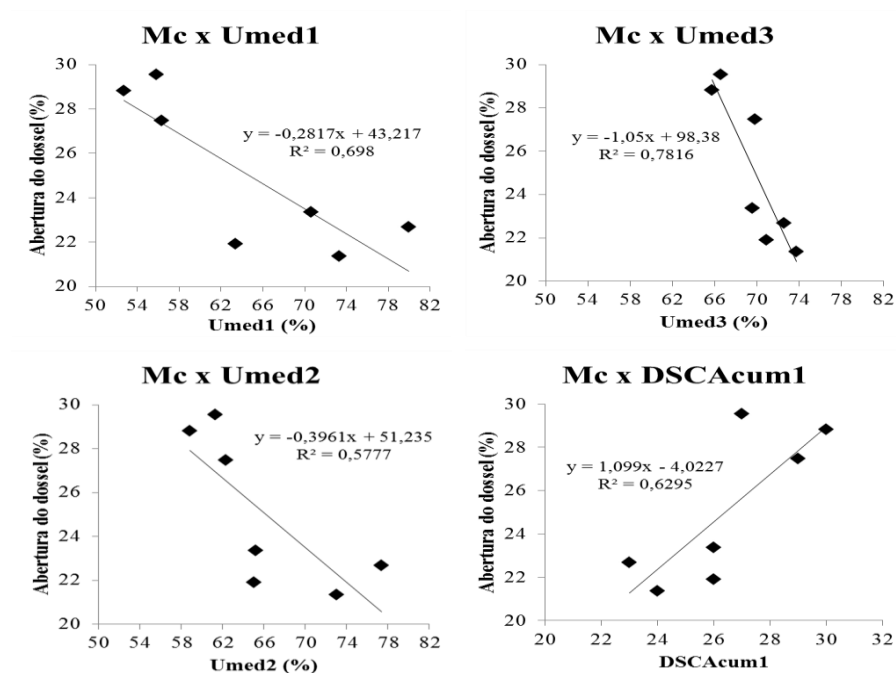


Figura 8 - Regressões Lineares Simples para a unidade Mc, a partir de Variáveis Seleccionadas por meio da Análise Prévia de Correlação

Legenda: Mc = Mata ciliar; Variáveis meteorológicas: PrecAcum = Precipitação acumulada, Tmed = Temperatura média, Umed = Umidade média, DSCAcum = Número de dias sem chuva acumulado.

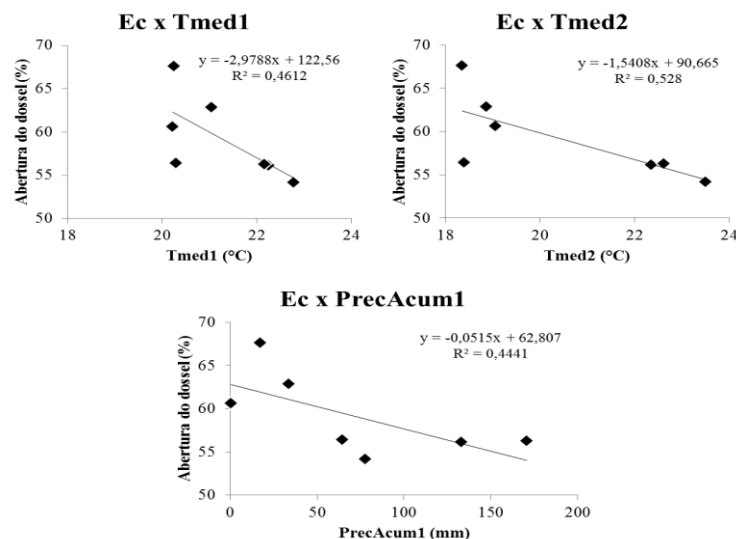


Figura 9 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Ec, a partir de Sáriáveis

Selecionadas por meio da Análise Prévia de Correlação

Legenda: Ec = Ecótono; Variáveis meteorológicas: PrecAcum = Precipitação acumulada, Tmed = Temperatura média, Umed = Umidade média, DSCAcum = Número de dias sem chuva acumulado.

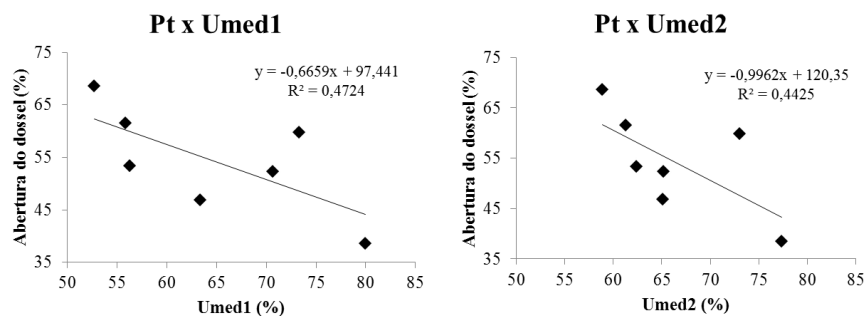


Figura 10 - Regressões Lineares Simples para a Unidade Pt, a partir de

Variáveis Selecionadas por meio da Análise Prévia de Correlação

Legenda: Pt = Pteridium; Variáveis meteorológicas: PrecAcum = Precipitação acumulada, Tmed = Temperatura média, Umed = Umidade média, DSCAcum = Número de dias sem chuva acumulado.

4 DISCUSSÃO

Análise Temporal

As unidades Fnq, Fq, Cd, Mc e Cp apresentaram baixa amplitude na variação da AD ao longo das repetições, Cp por não apresentar uma cobertura de dossel formada e as demais unidades por serem fisionomias florestais. A pequena variação da AD em Cp deve-se ao fato de existirem poucas árvores nessa unidade, sem a formação de um dossel contínuo, impossibilitando assim a captação de variações de AD ao longo do tempo. Nessa unidade, as pequenas alterações na abertura se deram pelo crescimento de indivíduos regenerantes e por inflorescências de espécies herbáceas próximas ao ponto de registro das imagens.

Os ambientes florestais, em geral, possuem dossel contínuo, permitindo que as oscilações na abertura sejam mais facilmente detectadas (BIANCHINI; PIMENTA; SANTOS, 2001; NICOTRA; CHAZDON; IRIARTE, 1999). As unidades Fnq, Fq, Cd e Mc exibiram as oscilações mais claras ao longo das repetições, de forma que, no presente estudo, essas fisionomias apresentaram uma tendência de maiores valores de AD na estação seca. Essa condição está relacionada à estacionalidade climática da região de estudo, apresentando menor precipitação entre os meses mais frios (Figura 1). A deciduidade gera um aumento na luminosidade do sub-bosque devido aos mosaicos de AD nas unidades de fisionomia florestal, como relatado nos trabalhos de Bianchini; Pimenta; Santos (2001), Gandolfi; Joly; Rodrigues (2007) e Gandolfi; Joly; Leitão-Filho (2009), bem como verificado pelas análises da sazonalidade na AD para as unidades Fnq, Fq e Cd.

A unidade Mc, ao contrário do esperado por ser em uma tipologia florestal, não mostrou diferenças significativas entre as repetições e entre as estações, apesar da tendência de maior AD nos meses com menor precipitação. Essa unidade possui maior diversificação ambiental entre os pontos amostrais e é possível que a maior umidade próxima ao córrego tenha influenciado a AD nos pontos próximos ao rio, amenizando os efeitos da estação seca (NICOTRA; CHAZDON; IRIARTE, 1999; TEIXEIRA; ASSIS, 2009). Além disso, devido ao porte mediano desta formação, é provável que o dossel tenha sofrido impactos diretos do fogo, devido ao crestamento da copa observado nos primeiros registros das fotografias, o que também pode ter alterado a deciduidade.

Para os ambientes Ec e Pt, não foi identificado um padrão de oscilação da AD. Supõe-se que isso esteja relacionado ao caráter transicional da unidade Ec e ao desenvolvimento de gramíneas em Pt. Em Ec, os pontos amostrais encontram-se tanto em fisionomias florestais como em áreas de campo, tornando difícil a percepção de um padrão na oscilação da AD, pois, apesar de florestas, evidenciarem oscilações características da sazonalidade na disponibilidade hídrica (FENNER, 1998; HAINES; FOSTER, 1977; MORELLATO et al., 2000; SINGH; KUSHWAHA, 2005), em campos já não é possível avaliar essa variação na AD, pois essas formações não apresentam dossel contínuo.

Na unidade Pt, houve um desenvolvimento massivo de gramíneas, que cresceram além do ponto de registro das imagens, fazendo com que a maioria das fotografias tenha registrado a cobertura de gramíneas. Com isso, o comportamento da AD nessa unidade reflete as oscilações do crescimento de indivíduos da família Poaceae. Sendo assim, como as gramíneas não apresentam regime de deciduidade (JUDD et al., 2009), não foi encontrado um padrão de variação ligado à sazonalidade. Porém, devido à capacidade de regeneração após o fogo (BOND, 2008; SCHOLER e ARCHER, 1997; SIMON et al., 2009) e o

caráter colonizador deste grupo de plantas (JUDD et al., 2009), a variação na AD deste ambiente pode estar relacionada às mudanças no adensamento de gramíneas no local.

Análise Espacial

As unidades vegetacionais do parque formaram quatro grupos semelhantes entre si (Fnq e Fq, Cd e Mc, Ec e Pt e a unidade Cp isolada das demais). Com as quatro unidades de fisionomias florestais (Fnq, Fq, Cd e Mc) apresentando os menores valores de AD, como esperado, em função da densidade de indivíduos arbóreos nesses ambientes.

As unidades Fnq e Fq se destacaram das demais (com os menores valores de AD) por terem sido as menos impactadas pelo fogo dentre as sete unidades estudadas. Isso pode estar relacionado à semelhança das condições ambientais e estruturais dessas unidades, além disso, a similaridade estatística entre elas indica que, para a unidade Fq, o efeito do fogo não foi suficiente para alterar a AD, já que seus valores de AD foram semelhantes à unidade não queimada.

Acredita-se que isso tenha ocorrido devido ao fato de esses ambientes terem alta densidade de indivíduos arbóreos, configurando uma floresta com dossel alto (Tabela 1) e denso, capaz de manter a capacidade de resistência ao fogo típica de ambientes florestais (COCHRANE; LAURENCE, 2002; COCHRANE, 2003; HENENBERG et al., 2006). A resistência ao fogo está relacionada à alta umidade relativa do ar e temperatura mais amena no interior de formações florestais, devido à filtragem da radiação solar pelo dossel (HENENBERG et al., 2006; HOFFMAN et al, 2012).

As unidades Cd e Mc são mais heterogêneas que Fnq e Fq, com Cd configurando um ambiente transicional contíguo às formações campestres do

parque e Mc contendo pontos amostrais com maior variação ambiental entre si. Comparando-se os possíveis efeitos do fogo em Fnq e Fq com Cd e Mc, acredita-se que Cd e Mc tenham sido mais afetadas pela queimada, haja vista apresentarem maior AD. Essa maior AD deve-se aos seus dosséis menos densos, mais baixos e heterogêneos do que as demais unidades de formações florestais, o que tornaria esses ambientes mais suscetíveis ao fogo pela maior entrada de luz no sub-bosque que levaria ao maior ressecamento do material combustível, favorecendo a propagação das chamas (COCHRANE et al., 1999; COCHRANE; SCHULZE, 1999).

Os ambientes Ec e Pt encontram-se em áreas de tensão ecológica, onde há uma mescla de condições ambientais, com níveis de AD semelhantes a Cp (em torno de 80%) e às unidades florestais (em torno de 25%). Dada a heterogeneidade do dossel em Ec e ao crescimento de gramíneas em Pt, há uma grande amplitude de variação entre os pontos amostrais, resultando em níveis intermediários de AD média para essas unidades.

Como esperado, Cp apresentou os maiores níveis de AD. Essa unidade é dominada pelo estrato herbáceo, sem a formação de um dossel contínuo e, de acordo com as observações de campo, foi a unidade mais impactada pela queima. Isso pode estar relacionado à menor resistência desses ambientes à ocorrência de queimadas, pois o dossel aberto ou não formado deixa o ambiente mais inflamável, devido ao microclima mais favorável à queima e à maior quantidade de combustível (HENENBERG et al., 2006; HOFFMAN et al., 2012). Da mesma forma, acredita-se que a baixa resistência à queima em formações campestres, sejam elas altimontanas, de Cerrado ou Campos sulinos, esteja relacionada à maior resiliência desses ambientes diante dos efeitos desse fenômeno, já que há maior ocorrência natural de fogo nesses ambientes, como citado por Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho (1999) para o local deste estudo, e as espécies apresentam maiores adaptações para sobreviver aos seus efeitos

(COUTINHO, 1990; OVERBACK et al., 2005; FIDELIS, 2008; SIMON et al., 2009).

Clima e Dossel

A unidade Fnq apresentou maior correlação com as variáveis climáticas. Acredita-se que, por não ter sido atingida pela queima, sua vegetação estava sujeita apenas às variações do clima, uma vez que não foram detectados outros distúrbios de grande impacto na área durante o tempo de estudo. Da mesma forma, a menor correlação das demais unidades com as variáveis climáticas pode estar relacionada aos efeitos das chamas, que teriam afetado a AD de maneira mais expressiva que as modificações do clima.

A ausência de correlações significativas na unidade Cp justifica-se pela baixa densidade do estrato arbóreo nessa unidade, logo, sem grandes oscilações na AD que pudessem se relacionar com as alterações do clima. Supõe-se que Cd não tenha apresentado correlações significativas por ser uma fisionomia florestal em maior contato com o fogo, devido à sua fronteira abrupta com o campo, de onde partiram as chamas. Assim, o crestamento do dossel pode ter levado a alterações na AD, ofuscando as respostas aos efeitos do clima.

A unidade Mc, porém, mesmo sob efeito similar do fogo, exibiu correlações com Umed e DSAcum1. Essas correlações estariam relacionadas à proximidade com o córrego, evidenciando a maior relação dessa unidade com a disponibilidade hídrica (NICOTRA; CHAZDON; IRIARTE, 1999).

A unidade Pt apresentou correlação com Umed1 e Umed2, porém nas análises de regressão realizadas houve um baixo ajuste do modelo. A cobertura dessa unidade é dominada por gramíneas e, apesar delas não serem decíduas, são sensíveis às variações de umidade, podendo apresentar enrolamento do limbo foliar na falta de água (ESAÚ, 1974; PIMENTEL, 2004); o que

ocasionaria um aumento na AD, capaz de indicar uma estreita correlação entre essas variáveis.

A variável Tmed apresentou correlações significativas com a AD nos ambientes Fq e Ec. Em Ec, apesar de haver uma relação entre as variáveis, o poder de explicação da temperatura para a AD é discreto ($r^2 < 0,6$). Já em Fq, há correlação e um r^2 considerável para Tmed2, indicando que a temperatura média teve um papel importante na variação da AD nesse ambiente. De acordo com a classificação climática da região (ALVARES et al., 2013) e os dados climáticos históricos (BRASIL, 1992), há uma estacionalidade na distribuição das chuvas que é acompanhada pelas variações da temperatura. Assim, acredita-se que essa relação possa indicar que em Fq as variações da temperatura estejam exibindo a mesma relação existente entre Umed, PrecAcum e as oscilações da AD.

De maneira geral, os resultados indicaram maior influência das variáveis relacionadas à presença de água no ambiente como determinantes para os níveis de AD. A presença de água leva à diminuição na queda de folhas, geralmente relacionada ao déficit hídrico (HAINES; FOSTER, 1977; MORELLATO, 1992; SIZER; TANNER; FERRAZ, 2000), além de estimular a brotação de novas folhas (MORELLATO et al., 2000; REICH, 1995; WRIGHT, 1991). A soma desses fatores levaria ao fechamento do dossel e, conseqüentemente, à diminuição da AD. Da mesma forma, trabalhos como Couralet et al. (2013), Saatchi et al. (2013) e Slik (2004) estudaram os efeitos de fenômenos de seca sobre a mortalidade de indivíduos arbóreos. Esses trabalhos indicam que a deficiência hídrica gera mortalidade de indivíduos, bem como a diminuição na densidade foliar, fatores que levam ao aumento das lacunas na cobertura vegetal, confirmando o papel da disponibilidade hídrica sobre a AD encontrado nessa pesquisa.

5 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados encontrados, as fitofisionomias semelhantes apresentam níveis de AD parecidos, da mesma forma que exibem um padrão de oscilação também similar entre si.

Quanto à avaliação do papel do fogo e do clima sobre o comportamento do dossel, a presente pesquisa conclui que o fogo foi um fator indireto de modificação da cobertura vegetal do parque, haja vista que a estrutura do dossel é capaz de controlar os impactos desse evento sobre a vegetação. Isto é, unidades com menor AD têm maior resistência aos efeitos das chamas, da mesma forma que o dossel mais aberto implica em unidades mais suscetíveis à queima e com maior capacidade de resiliência diante do fenômeno. Já para o clima, depreende-se que a disponibilidade de água no ambiente é capaz de influenciar o dossel, ainda que seja necessário explorar melhor essas relações, dada a carência de estudos sobre o tema.

Além disso, destaca-se que a maior parte dos trabalhos encontrados é voltada para os efeitos do dossel sobre os estratos inferiores, diferente do que foi proposto nesta pesquisa, a qual trata da avaliação de fatores que modificam o dossel. Isso indica uma lacuna no conhecimento a respeito do tema, tornando necessária a replicação de estudos como este, para um melhor debate a respeito das informações levantadas neste trabalho.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMOFF, M. D.; MAGALHÃES, P. J.; RAM, S. J. Image processing with Image J. **Biophotonics International**, Pittsfield, v. 11, p. 36-42, 2004.

ALVARES, A. C. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; SANTOS, F. A. M. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a Tropical Semi-deciduous Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.44, n. 3, p.269-276, 2001.

BOND, W. J. What limits trees in C4 Grasslands and Savannas? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 39, n. 1, p. 641-659, 2008.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth System. **Science**, Washington, v. 324, n. 5926, p. 481-484, 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas: 1961-1990**. Brasília, 1992, 84 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Florestas do Brasil em resumo; dados de 2007-2012**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2013, 188 p.

COCHRANE, M. A. Fire Science for Rainforests. **Nature**, Londres, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 2003.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, n. 3, 2002.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, Kansas, v. 31, n. 1, p. 2-16. 1999.

COCHRANE, M. A. et al. Positive feedbacks in the fire dynamics of closed canopy Tropical Forests. **Science**, Washington, v. 284, p. 1832-1835, 1999.

COURALET, C. et al. Phenology in Functional Groups of Central African Rainforest Trees. **Journal of Tropical Forest Science**, Kepong, v. 25, n. 3, p.361–374, 2013.

COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. **Fire in the tropical biota: Ecological processes and global challenges**. 1. ed. Berlim: Springer-Verlag, 1990, 497p.

ESAU, K. **Anatomia de plantas com sementes**. Edgard Blücher, São Paulo, 1974, 293 p.

FENNER, M. The phenology of growth and reproduction in plants. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematic**, Massachusettes, v. 1, n. 1, p. 78-91, 1998.

FIDELIS, A. **Fire in subtropical grasslands in Southern Brazil: effects on plantstrategies and vegetationdynamics**. 2008. 151 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Technische Universität München, Munique, 2008.

FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D.; LERTZMAN, K.P. **Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, user's manual and program documentation**. Burnaby: Simon Fraser University and Milbrook: Institute of Ecosystem Studies. 1999. 36 p.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica – Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005, 472 p.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; LEITÃO-FILHO, H. F. “Gaps of deciduousness”: cyclical gaps in tropical forests. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 280-284, 2009.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permiability - Impermeability: Canopy trees as Biodiversity Filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, 2007.

GUREVICH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, A. F. **Ecologia Vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009, 592 p.

HAINES, B. & FOSTER, R.B. Energy flow through litter in a Panamanian forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 65, p. 147-155, 1977.

HENNENBERG, K.J. et al. Phytomass and fire occurrence along forest savanna transects in the Comoé National Park, Ivory Coast. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, n. 3, p. 303-311, 2006.

HOFFMANN, W.A. et al. Fuels or microclimate? Understanding the drivers of fire feedbacks at savanna-forest boundaries. **Austral Ecology**, Canberra, v. 37, n. 6, p. 634-643, 2012b.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, Lancaster, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

JUDD, W. S. et al. **Sistemática Vegetal: Um Enfoque Filogenético**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009, 632 p.

KLINK, C.A., MACHADO, R.B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, Rio de Janeiro, v.1, n.1, p. 147-155, 2005.

MAURO-DÍAZ, G.; LENCINAS, J. D.; DEL VALLE, H. Introducción a la fotografía hemisférica en ciencias forestales. **Madera y Bosques**, Veracruz, v. 20, n. 1, p. 109-117, 2014.

MORELLATO, L.P.C. Nutrient cycling in two southeast Brazilian forests: litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.8, n. 2, p. 205-215, 1992.

MORELLATO, L. P. C. et al. Phenology of Atlantic Rain Forest trees: a comparative study. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 811-823, 2000.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NICOTRA, B. A.; CHAZDON, R. L.; IRIARTE, S. V. B. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in Tropical Wet Forests. **Ecology**, Washington, v. 80, n. 6, p. 1908-1926, 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FLUMINHAN-FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 051-064, 1999.

OVERBECK, G. E. et al. Fine-scale post-fire dynamics in Southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 16, p. 655-664, 2005.

PIMENTEL, C. **A relação da planta com a água**. Seropédica: Edur, 2004, 191p.

R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna. URL: <http://www.R-project.org/>.

REICH, P.B. Phenology of tropical forests: patterns, causes and consequences. **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v. 73, n.2, p.164-174, 1995.

RICH, P. M. et al. Long-term study of solar radiation regimes in a tropical wet forest using quantum sensors and hemispherical photography. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 65, p. 107-127, 1993.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012, 546 p.

SAATCHI, S. et al. Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 110, n. 2, p. 565-570, 2013.

SÁ JÚNIOR, A. **Aplicação da Classificação de Köppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais**. 2009. 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola / Engenharia de Água e Solo) Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

SANTOS, N.D.; et al. Bryophytic and phytogeographical aspects of two types of forest of the Serra do Mar State Park, Ubatuba/SP, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 425-438, 2011.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-Grass Interactions in Savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 517-544, 1997.

SIMON, M. F. et al. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by *in situ* evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 106, n. 48, p. 20359–20364, 2009.

SINGH, K. P.; KUSHWAHA, C. P. Emerging paradigms of tree phenology in dry tropics. **Current Science**, Bangalore, v. 89, n. 6, p. 964-974, 2005.

SIZER, N.; TANNER, E.V.J.; FERAZ, I.D.K. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 6, p.853-863, 2000.

SLIK, J. W. F. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. **Oecologia**, Berlin, v. 141, p. 114-120, 2004.

SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness influences the understory community in a Semideciduous Tropical Forest. **Biotropica**, Kansas, v. 46, n. 5, p. 512-515, 2014.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TEIXEIRA, A. P.; ASSIS, M. A. Relação entre heterogeneidade ambiental e distribuição de espécies em uma floresta paludosa no Município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 23, n. 3, p. 843-853, 2009.

WRIGHT, S.J. Seasonal drought and the phenology of understory shrubs in a tropical moist forest. **Ecology**, Washington, v. 72, p. 1643-16.