



POLYANNE APARECIDA COELHO

**APORTE DE SERRAPILHEIRA E
MACRONUTRIENTES EM DIFERENTES
AMBIENTES NATURAIS ATINGIDOS POR
INCÊNDIO**

LAVRAS-MG

2015

POLYANNE APARECIDA COELHO

**APORTE DE SERRAPILHEIRA E MACRONUTRIENTES EM
DIFERENTES AMBIENTES NATURAIS ATINGIDOS POR INCÊNDIO**

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

Orientador

Dr. Rubens Manoel dos Santos

LAVRAS-MG

2015

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

Coelho, Polyanne Aparecida.

Aporte de serrapilheira e macronutrientes em diferentes
ambientes naturais atingidos por incêndio / Polyanne Aparecida
Coelho. – Lavras : UFLA, 2015.

131 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de
Lavras, 2015.

Orientador(a): Rubens Manoel dos Santos.

Bibliografia.

1. Ecologia de ecossistemas. 2. Ciclagem de matéria. 3. Fogo. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

POLYANNE APARECIDA COELHO

**APORTE DE SERRAPILHEIRA E MACRONUTRIENTES EM
DIFERENTES AMBIENTES NATURAIS ATINGIDOS POR INCÊNDIO**

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

APROVADA em 06 de fevereiro de 2015.

Dr. Paulo Oswaldo Garcia

IFSULDEMINAS.

Dra. Maria das Dores Magalhães Veloso

UNIMONTES.

Dr. Rubens Manoel dos Santos

Orientador

LAVRAS-MG

2015

Àqueles que acreditam que as árvores tem mais valor vivas,
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, fonte de luz do meu caminho, por colocar pessoas maravilhosas em meu convívio, sem as quais não teria sido possível concluir o presente trabalho.

Aos meus pais, Maria e Antônio, por irradiar e me mostrar o amor verdadeiro e por acreditarem em minhas decisões.

Ao Breno, minha fonte de lucidez, por me lembrar das coisas importantes quando o medo às havia escondido, por me escutar dia após dia e por me fazer feliz.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais, local não apenas de grande aprendizado, mas de muitas gargalhadas e refúgio em momentos diversos.

Ao programa de pós-graduação em Engenharia Florestal e à CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos, pela orientação, dedicação e amizade. Seu contagiante amor pela ciência me incentivou a chegar até aqui e a querer ir mais longe.

Ao professor Dr. Paulo Oswaldo Garcia, por me ensinar tantas análises importantes com grande paciência e carinho.

Ao professor Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho, por dedicar grande parte de seu tempo na ajuda durante a triagem do material.

Ao professor Dr. Marco Aurélio Leite Fontes, pelas sugestões durante as análises e por me escutar.

Aos amigos do Laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade, cujo carinho que tenho é impossível de explicar em palavras. Cada um de vocês tem um lugar especial em meu coração.

A cada pessoa, amigo, colega, estagiário ou funcionário que ajudou na coleta, triagem, secagem e moagem do material. Esta pesquisa só existe graças a vocês. Cada ajuda foi essencial e vocês têm meu profundo agradecimento.

À Camila, que além de muito ajudar em todas as fases de execução do projeto, tornou o processo mais divertido e feliz.

Aos professores da banca examinadora e de qualificação, pelas preciosas contribuições.

A todos os professores e funcionários do DCF, pela contribuição em minha formação e pela ajuda no dia a dia.

“A terra atrai irresistivelmente o homem, arrebatando-o na própria correnteza dos rios que (...) correm da costa para os sertões, como se nascessem nos mares e canalizassem as suas energias eternas para os recessos das matas opulentas.”

Os Sertões (Euclides da Cunha)

RESUMO

A compreensão dos processos que mantêm os ecossistemas naturais sempre foi de grande interesse do homem. Ao longo do tempo, percebeu-se que a análise de tais processos fornece informações relevantes, que podem balizar tomadas de decisões ligadas à conservação e manejo da vida silvestre. Nesse sentido, os estudos ligados à serrapilheira fornecem informações valiosas sobre a vegetação e a capacidade do ecossistema em reciclar nutrientes e matéria orgânica. Entre os fatores que podem alterar a dinâmica da serrapilheira, destaca-se o fogo, que consome rapidamente a biomassa liteira e causa mudanças na vegetação, alterando assim o processo de retorno da biomassa e nutrientes ao solo. Devido à lacuna de conhecimentos sobre esse assunto, na presente dissertação, desenvolvida em área ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado, no sul de Minas Gerais, buscou-se avaliar: (a) como acontece a deposição de serrapilheira em diferentes ambientes naturais atingidos ou não por fogo; (b) o teor de macronutrientes presente na serrapilheira foliar destes mesmos ambientes, assim como seu retorno ao solo. Para isso, foram utilizados coletores de serrapilheira em oito diferentes ambientes após incêndio, sendo que um deles não foi atingido pelo fogo. As coletas realizadas ao longo de 25 meses foram separadas e pesadas, obtendo o peso seco de cada fração. As folhas foram enviadas para análise química, obtendo-se assim o teor de macronutrientes ali contido. Ambientes florestais apresentaram maior aporte de serrapilheira e responderam mais fortemente à estacionalidade do que ambientes mais abertos, onde o fogo teve efeitos mais drásticos sobre a vegetação. Enquanto os teores de nutrientes variaram entre os diferentes ambientes, seu retorno foi maior nos ambientes florestais, onde há maior biomassa foliar na serrapilheira.

Palavras-chave: Fogo. Ciclagem de matéria. Vegetação. Área ecotonal. Ecologia de ecossistemas.

ABSTRACT

Understanding the processes that maintain natural ecosystems has always been of great interest of man. Over time, it was noted that the analysis of such processes provides relevant information that can guide decision-making in conservation and management of wildlife. In this regard, studies related to litter provide valuable information on the vegetation and the ecosystem's ability to recycle nutrients and organic matter. Among the factors that can alter the dynamics of litter, there is fire, which quickly consumes biomass litter and cause changes in vegetation, thus changing the return process of biomass and nutrients to the soil. Because of the knowledge gap on this issue, this dissertation, developed in ecotone area between Atlantic Forest and Cerrado, in southern Minas Gerais, sought to evaluate: (a) how happens the deposition of litter in different natural environments affected or not by fire; (b) the present macronutrient content in the leaf litter of these same environments as well as its return to the ground. For this, litter collectors were used in eight different environments after fire, one of which was not reached by the fire. The collections of 25 months were separated and weighed, obtaining the dry weight of each fraction. The sheets were submitted for chemical analysis, thereby generating the macronutrient content contained therein. Forest environments had higher litter input and responded more strongly to the seasonality of the more open environments, where the fire had more drastic effects on vegetation. While the nutrient content varied between different environments, their return was higher in forest environments, where the leaf biomass in litter is greater.

Keywords: Fire. Matter cycling. Vegetation. Ecotone area.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 Introdução geral

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1 O Domínio Atlântico.....	15
2.2 O Domínio do Cerrado.....	17
2.3 Áreas ecotonais.....	18
2.4 A produção de serrapilheira.....	19
2.4.1 Influência de variáveis ambientais na deposição de serrapilheira.....	20
2.4.2 Influência de distúrbios na deposição de serrapilheira.....	22
2.5 Ciclagem de nutrientes via serrapilheira.....	23
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	25
REFERÊNCIAS.....	26

CAPÍTULO 2 Aporte de serrapilheira em diferentes ambientes atingidos por fogo em área ecotonal entre *hotspots* tropicais.....

1 INTRODUÇÃO.....	34
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3 RESULTADOS.....	47
4 DISCUSSÃO.....	68
5 CONCLUSÃO.....	78
REFERÊNCIAS.....	79

CAPÍTULO 3 Retorno de macronutrientes provenientes de serrapilheira foliar em diferentes ambientes naturais atingidos por incêndio.....	86
1 INTRODUÇÃO	88
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	90
3 RESULTADOS.....	95
4 DISCUSSÃO.....	113
5 CONCLUSÃO.....	123
REFERÊNCIAS.....	124

1 INTRODUÇÃO

O entendimento sobre o funcionamento dos ecossistemas naturais sempre motivou pesquisadores a buscarem respostas para diversas questões: como as espécies se distribuem? Por que colonizam um local em detrimento de outro? O que um ambiente proporciona que permite o desenvolvimento de determinadas espécies e não de outras? Como o homem tem modificado tais padrões?

Um dos fatores cruciais para a resposta dessas e de tantas outras perguntas está relacionado com a deposição de serrapilheira sobre o solo. Fonte de nutrientes e matéria orgânica, a serrapilheira está diretamente ligada à manutenção da fertilidade do solo, propiciando condições para a permanência das espécies em dado local. Sua ausência, por motivos naturais ou impactos antrópicos, pode prejudicar desde o estabelecimento de sementes até o desenvolvimento da vegetação (COCHRANE, 2003).

Assim, entender como ocorre a deposição de serrapilheira em diferentes ecossistemas, assim como se dá o aporte de nutrientes por essa via, fornece subsídios para a resposta de muitas outras intrigantes questões. Dando um passo à frente, mostrar como esse compartimento da floresta se comporta frente aos distúrbios ajuda a entender como o homem está modificando seu ambiente.

Com isso, a motivação para o presente trabalho é ajudar a preencher lacunas de conhecimento relacionadas ao impacto do fogo sobre a serrapilheira, tema de grande relevância ambiental e ainda pouco estudado. Com o advento das mudanças climáticas, é possível que o regime de fogo seja alterado, sendo importante entender como a vegetação responderá a isso.

A presente dissertação foi estruturada em três capítulos, sendo o primeiro uma revisão bibliográfica contendo as principais ideias necessárias para

o entendimento dos tópicos estudados. O segundo aborda a deposição de biomassa liteira após o distúrbio e o terceiro mostra como ocorre o aporte de nutrientes ao longo do tempo, evidenciando ainda alterações entre ambientes com diferentes fisionomias e atingidos por diferentes intensidades de fogo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O Domínio Atlântico

Antes de ser devastada pelo homem, a Mata Atlântica era uma das maiores florestas tropicais da América, cobrindo originalmente cerca de 150 milhões de hectares (RIBEIRO et al., 2009). Dentre as florestas tropicais, a Mata Atlântica é a que está inserida no maior gradiente latitudinal, estendendo-se originalmente de 4° a 32° S, o que abrange tanto a região tropical quanto subtropical, sendo grande também sua amplitude longitudinal (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; RIBEIRO et al., 2009). Tais condições geográficas, associadas à amplitude altitudinal, faz com que a Mata Atlântica possua grande heterogeneidade ambiental, abrigando grande diversidade de espécies e endemismos (FERNANDES, 2006; RIBEIRO et al., 2009).

Considerada como área prioritária para conservação (MYERS et al., 2000), estima-se que hoje restem cerca de 8,5% de sua cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2014). Apesar da reduzida área atual, a Mata Atlântica possui 8,7 espécies de plantas endêmicas a cada 100 km², cerca de 2,7% do total de plantas endêmicas já descritas, sendo considerada o quarto *hotspot* mais importante do mundo, ocupando o 5° lugar entre os *hostspots* com maior endemismo de plantas (MYERS et al., 2000), com a flora mais rica do Brasil (FERNANDES, 2006).

De acordo com Ribeiro et al. (2009), existem atualmente 245.173 fragmentos de Mata Atlântica, sendo o maior deles localizado na Serra do Mar, no estado de São Paulo, representando sozinho 7% da área remanescente total. O segundo e terceiro maiores fragmentos estão também localizados na Serra do Mar e os três juntos representam 13% da área restante da Mata Atlântica. Enquanto isso, 83,4% dos fragmentos possuem áreas menores que 50 hectares,

sendo tais fragmentos muito importantes para a redução do isolamento em todas as regiões (RIBEIRO et al., 2009).

Dentro das fisionomias florestais do Domínio Atlântico, encontram-se as Florestas Ombrófilas Densas, associadas a fatores climáticos tropicais de altas temperaturas e precipitação, sem a presença de um período seco marcante; as Florestas Ombrófilas Mistas mais ao sul, cuja característica principal, além das condições típicas de alta precipitação, reside em ali existir o encontro das floras de angiospermas e gimnospermas; e as Florestas Estacionais, que diferem das Florestas Ombrófilas por possuírem uma estação seca marcante (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012). No Domínio Atlântico, encontram-se tanto as Florestas Estacionais Deciduais, com a característica de mais de 50% dos indivíduos perderem suas folhas no período seco, quanto as Florestas Estacionais Semideciduais, onde de 20% a 50% dos indivíduos tornam-se decíduos no período desfavorável (IBGE, 2012).

Dentre tais fisionomias, a Floresta Estacional Semidecidual destaca-se por apresentar grande diversidade florística, além de ser uma fisionomia do Domínio Atlântico extensamente afetada por distúrbios antrópicos (OLIVEIRA FILHO; SCOLFORO; MELLO, 1994). Em Minas Gerais, onde os processos de ocupação e exploração remontam ao período colonial, tais florestas foram severamente reduzidas, uma vez que ocorrem em áreas de solos mais férteis e úmidos, sendo muito visadas pela agricultura (OLIVEIRA FILHO; SCOLFORO; MELLO, 1994).

Dessa forma, estudos que ampliem os conhecimentos sobre a Mata Atlântica, inclusive no estado de Minas Gerais, são importantes subsídios para que se conheça o que ainda resta desse importante *hotspot*. Entender os diversos aspectos que compreendem a ecologia dos fragmentos restantes pode auxiliar as iniciativas de manejo e conservação, buscando a sustentabilidade de tais florestas a longo prazo.

2.2 O Domínio do Cerrado

O Cerrado, segundo domínio vegetacional brasileiro a ser considerado um *hotspot*, tem tido sua área severamente reduzida nas últimas décadas, sendo que hoje se estima haver apenas 20% de sua cobertura original (MYERS et al., 2000). Abrigando cerca de 10000 espécies de plantas, sendo 4.400 endêmicas, o Cerrado possui cerca de 837 espécies de pássaros (29 endêmicas), 161 espécies de mamíferos (19 endêmicas), 120 espécies de répteis (24 endêmicas) e 150 espécies de anfíbios (45 endêmicas) (KLING; MACHADO, 2005). Essa riqueza encontra-se fortemente ameaçada, principalmente pela conversão de suas áreas naturais em áreas de cultivo de soja e pastagens (KLING; MACHADO, 2005). As pastagens de gramíneas africanas já cobrem cerca de 500000 km², o equivalente à área da Espanha e outros 100000 km² são cobertos por outras monoculturas, especialmente a soja (KLING; MACHADO, 2005).

No Domínio do Cerrado encontram-se diversas fisionomias, desde a florestal, representada pelo Cerradão, até formações campestres, passando pelo conjunto savânico, onde se enquadra o Cerrado *sensu stricto* (FERNANDES, 2006). No geral, a vegetação do Cerrado destaca-se pela escleromorfia foliar e pela suberificação caulinar, resultado dos processos de seleção natural que permitiu a sobrevivência e competitividade das plantas em seu ambiente natural (FERNANDES, 2006).

Além disso, o Cerrado abriga uma intrincada rede de bacias hidrográficas de grande importância para o abastecimento do Brasil, sendo berço das nascentes dos principais rios das bacias Amazônicas, da Prata e do São Francisco (MEDEIROS, 2011). Destaca-se ainda a importância do Cerrado como base de sobrevivência para diversas comunidades tradicionais, indígenas,

quilombolas e outros, que tem no uso de seus recursos naturais a fonte de sua subsistência (MEDEIROS, 2011).

Atualmente, cerca de 8,1% da área do Cerrado encontra-se protegida em Unidades de Conservação, sendo 3,1% de proteção integral, ou seja, que admite apenas o uso indireto dos recursos naturais, e 5% de uso sustentável, que como o nome sugere, permite o uso dos recursos de maneira direta, porém sustentável (MEDEIROS, 2011). Assim, a maior parte do Cerrado encontra-se desprotegida legalmente, podendo sua biodiversidade estar em risco de empobrecimento.

Conhecer as áreas que ainda restam de vegetação nativa no Domínio do Cerrado, assim como seu funcionamento, é tarefa urgente diante de um quadro de crescente devastação.

2.3 Áreas ecotonais

De acordo com Odum (1953), “um ecótono é uma transição entre duas ou mais comunidades. É uma zona de junção, ou área de tensão, que pode ter extensão linear considerável, mas é mais estreita que as próprias áreas das comunidades adjacentes”. Ainda segundo o autor, a riqueza e abundância de espécies tendem a ser maiores em áreas ecotonais, que podem abrigar espécies exclusivas de tais ambientes.

A nível de espécie, vários estudos mostram diferenças morfológicas entre populações vizinhas aos ecótonos, o que poderia levar a especiação simpátrica nas regiões ecotonais (SMITH et al., 1997). As populações localizadas nessas regiões abrigam alelos raros ou até mesmo únicos, não encontrados em outros locais (KARK et al., 1999).

É sugerido que essas áreas de transição biológica devam ser vistas como centros de biodiversidade, sendo que as estratégias de conservação devem ser tanto focadas em *hotspots* de biodiversidade quanto em gradientes ambientais ou

ecótonos que representem transições entre comunidades, com o objetivo de conservar a diversidade adaptativa (SMITH et al., 2001).

No Brasil, dois domínios vegetacionais são considerados *hotspots*, sendo eles a Mata Atlântica e o Cerrado (MYERS et al., 2000). Na Região Florística do Sudeste, como definida pelo Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), há a ocorrência de ambos os domínios, gerando assim amplas extensões de áreas ecotonais entre eles. Sendo ambos os Domínios grandes núcleos de biodiversidade, suas áreas de transição merecem também especial atenção dos pesquisadores e conservacionistas, sendo essencial que mais estudos sejam conduzidos em tais áreas.

2.4 A produção de serrapilheira

Os ecossistemas terrestres, em constante dinâmica ao longo do tempo, apresentam processos de extrema importância para a manutenção de suas funções ecológicas, como a deposição da serrapilheira sobre o solo para o favorecimento do fluxo de energia e matéria no sistema (VITAL et al., 2004). A serrapilheira é constituída por detritos vegetais (folhas, ramos, caules, cascas, frutos e flores) e animais dispostos na superfície do solo (OLSON, 1963). Possui relevante importância sobre a conservação do solo, principalmente na Mata Atlântica, devido ao regime de chuvas, já que em função da matéria orgânica adicionada ao solo, há aumento da agregação e diminuição da erosão (SCHUMACHER; HOPPE, 1998). Ainda, a aeração proporcionada é fundamental para a microbiota do solo e para o reabastecimento das águas subterrâneas (OLIVEIRA, 1987; SCHUMACHER; HOPPE, 1998).

O padrão anual de produção de serrapilheira, assim como a quantidade de material produzido, difere entre ambientes desde a queda total do material em curto período em florestas decíduas típicas, até o fluxo contínuo de detritos da

biomassa aérea para o solo em florestas sempre-verdes (CIANCIARUSO et al., 2006). Ela representa a reserva central de elementos minerais e orgânicos em ecossistemas de florestas tropicais, onde os solos são quimicamente pobres e sua decomposição possibilita que os elementos liberados da biomassa vegetal retornem ao solo (MARTIUS et al., 2004; VITOUSEK; SANFORD JUNIOR, 1986).

De maneira geral, a serrapilheira é composta de 60-80% por folhas, de 12-15% por ramos, de 1-15% por frutos e de 1-15% por cascas de árvores (BRAY; GORHAM, 1964). Devido às grandes quantidades depositadas, as folhas formam a principal fração de retorno de nutrientes ao solo via serrapilheira (CALDEIRA et al., 2007). Árvores mais velhas, porém, tendem a diminuir a proporção de deposição de folhas, pelo aumento da deposição de galhos e cascas (REIS; BARROS, 1990).

A serrapilheira abriga micro e macro invertebrados, que atuam nos processos de decomposição e de fertilização natural dos solos, bem como armazena grande quantidade de sementes, o que possibilita a renovação das populações (SILVA, 2009; SILVA et al., 2006). Em geral, observa-se aumento da deposição de serrapilheira até a idade em que as árvores atingem a maturidade e fecham suas copas, sendo que após esse ponto pode ocorrer ligeiro decréscimo ou estabilização (BRAY; GORHAM, 1964).

O conhecimento dos processos relacionados ao aporte da serrapilheira é de grande importância para estudos de diagnóstico ambiental e da intensidade dos impactos naturais ou antrópicos, permitindo a comparação entre diferentes sistemas por meio de parâmetros quantitativos de seu funcionamento (CIANCIARUSO et al., 2006).

2.4.1 Influência de variáveis ambientais da deposição de serrapilheira

Vários são os fatores que influenciam a produção de serrapilheira, tendo destaque o clima, fertilidade do solo, composição de espécies, estrutura da vegetação e estágio sucessional da floresta (DELITTI, 1995), sendo que de acordo com as características de cada ecossistema, um determinado fator pode prevalecer sobre os demais (FIGUEIREDO FILHO et al., 2003).

Dos fatores citados, o clima é tido como o principal fator que influencia a deposição de serrapilheira em ecossistemas naturais (BRAY; GORHAM, 1964). Para tais autores, temperaturas elevadas, maior duração no período de crescimento e maior quantidade de insolação constituem-se nos fatores climáticos mais relevantes para a produção da serrapilheira. A quantidade de insolação e as temperaturas elevadas por um período maior contribuem para a expansão do período de crescimento da vegetação (MASON, 1980).

Além dos fatores relacionados à temperatura e insolação, Correia e Andrade (1999) citam também a precipitação, já que o déficit hídrico é um dos principais fatores relacionados à deciduidade foliar em florestas estacionais. Sob estresse hídrico, uma série de eventos fisiológicos é desencadeada nas plantas (GUREVITCH; SCHEINER; FOZ, 2009). Com o prolongamento do estresse, a alocação de materiais para raízes e partes aéreas é ajustada, os estômatos fecham-se, a fotossíntese é inibida e as folhas perdem a turgidez, podendo ocorrer sua deciduidade (GUREVITCH; SCHEINER; FOZ, 2009). Assim, fatores relacionados à precipitação são de grande importância na deposição de serrapilheira, principalmente foliar.

Além de tais fatores, autores relatam também a influência da altitude, latitude, relevo, herbivoria, estágio sucessional e características do solo como sendo de relevante importância no aporte de serrapilheira (BRUN et al., 2001; FIGUEIREDO FILHO et al., 2003; WISNIEWSKI et al., 1997). Assim, entender os mecanismos que governam a deposição de biomassa litorânea é uma

tarefa complexa, que requer ainda muitos estudos que esclareçam melhor seu funcionamento.

2.4.2 Influência de distúrbios na deposição de serrapilheira

Os ecossistemas funcionam em constante dinâmica, sendo notadamente importante o papel do distúrbio como modificador da vegetação (MARTINS et al., 2002). Os distúrbios exercem forte controle sobre a composição de espécies e a estrutura de uma comunidade (FRELICH, 2002).

Dessa forma, a quantidade de serrapilheira depositada pode variar dentro de um mesmo tipo de vegetação, dependendo do grau de perturbação das áreas (DELITTI, 1989). Com base nisso, o aporte de serrapilheira em áreas submetidas a distúrbios pode ser empregado como indicador, visando a avaliar o processo de recuperação da vegetação (MARTINS; RODRIGUES, 1999).

As perturbações também podem gerar mudanças na ciclagem de nutrientes dos ecossistemas, podendo causar danos variáveis de acordo com as características do impacto e do próprio ecossistema (DELITTI, 1995). Tais perturbações podem levar a uma diminuição geral na eficiência dos ecossistemas em utilizar os recursos nutricionais disponíveis (DELITTI, 1995).

Entre os diferentes distúrbios, de origem antrópica ou natural, que podem atuar modificando a vegetação, Martins et al. (2002) destacam a abertura de clareiras naturais pela queda de árvores, deslizamento de terra, atividades vulcânicas, ataque de insetos e incêndios florestais. Entre os tipos de perturbação sofridos por uma floresta tropical, a presença do fogo representa uma perturbação exógena e infrequente, à qual os organismos dessa comunidade não estão necessariamente adaptados (CONNELL, 1978).

O fogo afeta a vegetação, a serrapilheira e o solo de diferentes formas (DEBANO; CONRAD, 1978). Além do consumo total ou parcial da

serrapilheira, o que pode também causar a morte de sementes e artrópodes ali presentes (COCHRANE, 2003; DENAO; CONRAD, 1978), o fogo em primeiro momento pode tanto liberar grandes quantidades de nutrientes presentes na matéria orgânica depositada, quanto causar sua volatilização e perda (DEBANO; CONRAD, 1978). Assim, estudos que busquem entender o efeito do fogo em diferentes ambientes são cruciais para o esclarecimento de como tal distúrbio pode modificar os fluxos de biomassa e nutrientes nos ecossistemas.

2.5 Ciclagem de nutrientes via serrapilheira

A interação entre a vegetação e o solo por meio da serrapilheira é a mais significativa forma de transferência de nutrientes nas florestas tropicais (GOLLEY et al., 1978), atuando na superfície do solo como um sistema de entrada e saída de nutrientes, a partir do balanço entre a produção e decomposição de biomassa (MARTINS; RODRIGUES, 1999). A manutenção do equilíbrio nutricional das florestas tropicais em solos distróficos depende da contínua produção e decomposição da camada de serrapilheira do solo florestal, processo que garante a constante reposição de nutrientes à vegetação (VITOUSEK; SANFORD JÚNIOR, 1986).

O estudo da ciclagem de nutrientes minerais nos ecossistemas, ao lado daqueles referentes ao fluxo de energia, é fundamental para o conhecimento da estrutura e do funcionamento de tais ecossistemas (HERRERA et al., 1981). De acordo com Vital et al. (2004), a serrapilheira é um dos principais componentes responsáveis pela ciclagem de nutrientes, assumindo papel essencial na manutenção da produtividade do ecossistema, principalmente em solos de baixa fertilidade e fortemente lixiviados (HAAG, 1985). Quantidades significativas de nutrientes podem retornar ao solo pela deposição de componentes senescentes da parte aérea de plantas e sua posterior decomposição (TOLEDO et al., 2002).

Assim que é depositada sobre o solo, a serrapilheira é submetida a um processo de decomposição que se inicia com a ação da fauna edáfica, constituída, sobretudo, de artrópodes (GOLLEY et al., 1978). Tais agentes têm como principal função a degradação do material para que este seja posteriormente decomposto pelos microrganismos e, ao final do processo, haja a liberação gradativa dos nutrientes minerais, que são constituintes dos tecidos orgânicos (GOLLEY et al., 1978).

O conteúdo de nutrientes que é aportado ao solo pela floresta pode interferir na capacidade produtiva e também no potencial de recuperação ambiental, pois os nutrientes advindos da matéria orgânica depositada provocam modificações nas características químicas e físicas do solo (CALDEIRA et al., 2010). Assim, fica clara a importância da serrapilheira para a manutenção da fertilidade e dos níveis de nutrientes do solo, assumindo o papel de estoque potencial de nutrientes para os ecossistemas (GODINHO, 2011).

Alguns nutrientes, requeridos em maiores quantidades pelas plantas, são chamados “macronutrientes”, sendo eles o nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) (EPSTEIN, 1975). A disponibilidade dos nutrientes para as plantas depende de diversos fatores relacionados à fertilidade do solo, como a adição de matéria orgânica (MALAVOLTA, 2006), fornecida em muitos ecossistemas pela serrapilheira (HAAG, 1985). Enquanto N, P, K e Mg são nutrientes de maior mobilidade dentro dos vegetais, ou seja, são translocados de órgãos velhos senescentes para órgãos novos, S tem pouca mobilidade e Ca é imóvel (EPSTEIN, 1975).

A ciclagem de nutrientes é um processo comum a todos os ecossistemas, porém, as quantidades de elementos estocadas nos diferentes compartimentos e os fluxos que ocorrem entre estes diferem entre cada ecossistema, sendo que o padrão de ciclagem resultante é peculiar a cada um deles (DELITTI, 1995). Devido a tais particularidades, os estudos de ciclagem de nutrientes são um

importante tema de pesquisa, fornecendo informações para diversos tipos de estudos de cunho ambiental (DELITTI, 1995).

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O preenchimento de lacunas de conhecimento relacionado à natureza, fornecendo assim subsídios para melhores ações de manejo que visem à conservação dos ecossistemas naturais, deve ser prioridade entre ecólogos e conservacionistas. Apenas conhecendo bem o funcionamento de tais ecossistemas, podem ser planejadas ações efetivas que permitam sua existência ao longo do tempo.

No Brasil, estudos que esclareçam melhor a ecologia de seus ricos *hotspots*, como a deposição de serrapilheira e aporte de nutrientes por essa via, são de grande contribuição para melhor entendimento de seu funcionamento. Aliar a isso a percepção de como os distúrbios podem afetar esses processos pode vir a ajudar muito na tomada de decisões, principalmente das possíveis ações para minimizar tais impactos.

REFERÊNCIAS

BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter production in the forests of the world. **Advances in Ecological Research**, London, v. 2, p. 101-157, 1964.

BRUN, E.J. et al. Relação entre a produção de serapilheira e variáveis meteorológicas em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 9, n. 2, p. 277-285, 2001.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Ciclagem de nutrientes, via deposição e acúmulo de serapilheira, em ecossistemas florestais. In: CHICHORRO, J. F. et al. **Tópicos em ciências florestais**. Visconde do Rio Branco: Suprema, 2010. cap. 2, p. 57-82,

CALDEIRA, M. V. W. et al. quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. **Revista Acadêmica**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.

CIANCIARUSO, M. V. et al. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 49-59, 2006.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, London, v. 421, p. 913-919, 2003.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, New York, v. 199, n. 24, p. 1302-1310, 1978.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 197-226.

DEBANO, L. F.; CONRAD, C. E. The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. **Ecology**, Durham, v. 59, n. 3, p. 489-497, 1978.

DELITTI, W. B. C. Ciclagem de nutrientes minerais em matas ciliares. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1., 1989. **Anais...** Campinas: Fundação Caargil, Secretaria do Meio Ambiente, Instituto de Botânica, 1989. p. 88-89.

DELITTI, W. B. C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1995. v. 1, p. 469-486.

EPSTEIN, E. **Nutrição mineral das plantas**: princípios e perspectivas. Tradução e notas de E. Malavolta (Ed.). Rio de Janeiro: Livros Técnicos Científicos, 1975. 341 p.

FERNANDES, A. **Fitogeografia brasileira**: províncias florísticas. 3. ed. Fortaleza: Realce, 2006. 202 p.

FIGUEIREDO FILHO, A. et al. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

FRELICH, L. E. **Forest dynamics and disturbance regimes**: studies from temperate evergreen-deciduous forest. Cambridge: Cambridge University, 2002. 266 p.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **The Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats and outlook.** Washington: Center for Applied Biodiversity Science e Island, 2003. p. 3-11.

GODINHO, T. O. **Quantificação de biomassa e de nutrientes na serapilheira em um trecho de floresta estacional Semidecidual submontana, Cachoeira do Itapemirim, ES.** 2011. 114 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2011.

GOLLEY, F. B. et al. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.** São Paulo: EPU, 1978. 256 p

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOZ, G. A. **Ecologia vegetal.** 2. ed. Porto Alegre: Arned, 2009. 592 p.

HAAG, H. P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais.** Campinas: Fundação Cargill, 1985. 144 p.

HERRERA, R. et al. How human activities disturb the nutrient cycles of a tropical rain Forest Amazonia. **Ambio**, Stockholm, v. 10, n. 2/3, p. 109-114, 1981.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro, 2012. (Manuais Técnicos em Geociências).

KARK, S. et al. Conservation priorities for chukar partridge in Israel based on genetic diversity across an ecological gradient. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, p. 542-552, 1999.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 148-155, 2005.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006. 638 p.

MARTINS, S. V. et al. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 1, p. 11-19, 2002.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serrapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, p. 405-412, 1999.

MARTIUS, C. et al. Litterfall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 68, p. 137-154, 2004.

MASON, C. F. **Decomposição**. São Paulo: EPU, 1980. 63 p.

MEDEIROS, J. D. **Guia de campo: vegetação do cerrado: 500 espécies**. Brasília: MMA/SFB, 2011. 532 p. (Série Biodiversidade, 43).

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

ODUM, E.P. **Fundamentals of ecology**. Philadelphia: W. B. Saunders, 1953.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Durham, v. 44, n. 2, p. 322-330, 1963.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta Semidecídua

montana em Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, p. 159-174, 1994.

OLIVEIRA, R. R. Produção e decomposição de serapilheira no Parque Nacional da Tijuca, RJ. 1987. 107 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências, Rio de Janeiro, 1987.

REIS, M. G.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em plantios de Eucalipto. In: BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. **Relação solo-eucalipto**. Viçosa, MG: UFV, 1990. p. 265-301.

RIBEIRO, M. C. et al. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

SCHUMACHER, M. V.; HOPPE, J. M. **A floresta e a água**. Porto Alegre: Pallotti, 1998. 70 p.

SILVA, K. A. **Banco de sementes (lenhosas e herbáceas) e dinâmica de quatro populações herbáceas em uma área de caatinga em Pernambuco**. 2009. 132 p. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.

SILVA, R. F. et al. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em latossolo da região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 697-704, 2006.

SMITH, T. B. et al. A role for ecotones in generating rainforest biodiversity. **Science**, New York, v. 276, p. 1855–1857, 1997.

SMITH T. B. et al. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 16, n. 8, p. 431, 2001.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório anual 2013**. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2013/05/SOS-WEB.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2014.

TOLEDO, L. O.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, C. E. G. Produção de serrapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 2, p. 9-16, 2002.

VITAL, A. R. T. et al. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD JÚNIOR, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 137-167, 1986.

WISNIEWSKI, C. et al. **Caracterização do ecossistema e estudo das relações solo-cobertura vegetal em planície pleistocênica do litoral paranaense**. Curitiba: UFPR, 1997. 55 p. Relatório final.

**APORTE DE SERRAPILHEIRA EM DIFERENTES AMBIENTES
ATINGIDOS POR FOGO EM ÁREA ECOTONAL ENTRE *HOTSPOTS*
TROPICAIS**

RESUMO: A deposição de serrapilheira sobre o solo é um dos processos vitais para a manutenção das funções ecológicas dos ecossistemas. Distúrbios como o fogo podem alterar a dinâmica da vegetação, modificando assim o aporte de biomassa liteira. No presente estudo buscou-se entender como acontece a deposição de serrapilheira em oito diferentes ambientes, sendo sete atingidos por fogo e se variáveis ambientais tidas como determinantes nesse processo continuam sendo relevantes após o distúrbio. Foram coletadas amostras de biomassa liteira durante 25 meses, em área ecótone entre os *hotspots* Mata Atlântica e Cerrado. O material coletado foi seco em estufa, pesado e separado em suas diferentes frações. Foram feitas análises de correlação e regressões múltiplas com variáveis ambientais e os valores mensais de biomassa liteira. Ambientes florestais produziram mais serrapilheira que ambientes abertos. Para a maioria dos ambientes, a fração folhas foi a mais representativa. Mesmo após o distúrbio, a estacionalidade mostrou ser um fator decisivo no aporte de serrapilheira.

Palavras-chave: Biomassa liteira. Incêndio florestal. Estacionalidade.

ABSTRACT: (LITTER DEPOSITION IN DIFFERENT ENVIRONMENTS AFFECT BY FIRE IN ECOTONAL AREA BETWEEN TROPICAL

HOTSPOTS) The deposition of litter on the ground is one of the vital processes for maintaining the ecological functions of ecosystems. Disturbances like fire can alter the dynamics of vegetation, thus changing the litter biomass input. This study aimed to understand how is the deposition of litter in eight different environments, seven hit by fire and if environmental variables taken as decisive in this process remain relevant after the disturbance. Litter biomass samples were collected for 25 months, in ecotonal area between Mata Atlântica e Cerrado *hotspots*. The collected material was oven dried, weighed and separated into its various fractions. Correlation analyzes were made and multiple regressions with environmental variables and the monthly values of litter biomass. Forest environments produced more litter then open ones. In most environments, the leaf fraction was the most representative. Even after the disturbance, the seasonality proved to be a decisive factor in litter input.

Keywords: Litter biomass. Forest fire. Seasonality.

1 INTRODUÇÃO

Vários são os fatores que condicionam a existência das espécies em determinado local, sendo particularmente importantes os fatores geográficos (latitude, longitude, continentalidade), atmosféricos (temperatura precipitação, evaporação, luz, vento, descargas elétricas), geológicos (substrato físico, deriva continental, vulcanismo, movimentos sísmicos) e bióticos (vegetais e animais) (FERNANDES, 2007). Dadas suas proporções continentais, o Brasil possui grande variação em tais condições, o que o torna o país mais megadiverso de todo o planeta (MITTERMEIER; GIL; MITTERMEIER, 1997), possuindo a maior riqueza de plantas, mamíferos, anfíbios e peixes de água doce do mundo (GANEM, 2010). Das 33.885 espécies de plantas registradas no país, 18.357 são consideradas endêmicas, o equivalente a 54,2% do total (FORZZA, 2010). Conciliar a conservação de tão ampla biodiversidade com o desenvolvimento econômico pode ser considerado um dos principais desafios deste século.

Nesse sentido, entender quais áreas são prioritárias para conservação é uma ferramenta de grande ajuda na proteção da biodiversidade. Assim, um dos conceitos mais importantes para auxiliar os conservacionistas é o de *hotspot*, criado por Myers em 1988. Um *hotspot* é uma área que abriga grande biodiversidade e está sob forte ameaça de destruição; para ser considerada *hotspot*, é necessário que a área contenha excepcional riqueza, com altos níveis de endemismos e tenha perdido mais de $\frac{3}{4}$ de sua área original (MYERS et al., 1988).

No Brasil, dois domínios vegetacionais são considerados *hotspots*: o Cerrado e a Mata Atlântica (MITTERMEIER et al., 2004). O Cerrado, segundo maior domínio brasileiro em extensão, é considerada a mais rica savana tropical do mundo, com cerca de 10.000 espécies de plantas (MENDONÇA et al., 1998; MYERS et al., 2010), sendo 44% endêmicas (KLINK; MACHADO, 2005).

Apesar disso, cerca de 78,7% de sua área encontra-se já alterada e apenas 8,1% de sua extensão encontra-se protegida em unidades de conservação (MEDEIROS, 2011).

No caso da Mata Atlântica, estima-se que restam apenas 8,5% de sua cobertura original, abrigando mais de 20.000 espécies de plantas (8.000 endêmicas), sete das nove bacias hidrográficas brasileiras e quase metade dos animais ameaçados de extinção no Brasil (SOS MATA ATLÂNTICA, 2014). De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2014), apenas cerca de 6% da área do domínio está protegida em unidades de conservação, sendo apenas 2% de proteção integral.

Dentre os processos de extrema importância para a manutenção das funções ecológicas dos ecossistemas, a deposição da serrapilheira sobre o solo é considerada essencial para o favorecimento do fluxo de energia e matéria no sistema (VITAL et al., 2004). A serrapilheira compreende, principalmente, o material de origem vegetal (folhas, flores, ramos, cascas e sementes) e, em menor proporção, o de origem animal (restos animais e material fecal) depositados na superfície do solo. Funciona como um dos indicadores de recuperação de áreas degradadas, sendo posteriormente decomposta e suprindo o solo e as raízes com nutrientes e com matéria orgânica (MARTINS, 2009). Sua deposição introduz heterogeneidade temporal e espacial ao ambiente, podendo afetar a estrutura e a dinâmica da comunidade vegetal (FACELLI; PICKETT, 1991).

Vários são os fatores que influenciam a produção de serrapilheira, tendo destaque o clima, fertilidade do solo, composição de espécies, estrutura da vegetação e estágio sucessional da floresta (DELITTI, 1995), sendo que de acordo com as características de cada ecossistema, um determinado fator pode prevalecer sobre os demais (FIGUEIREDO FILHO et al., 2003). Dentre esses

fatores, Bray e Gorham (1964) e Mason (1980) colocam o clima como sendo o de maior importância.

Vários agentes causadores de distúrbio podem alterar a dinâmica da vegetação florestal, modificando assim a deposição de serrapilheira. São citados a abertura de clareiras naturais pela queda de árvores, deslizamentos de terra, atividades vulcânicas, ataque de insetos e incêndios florestais (MARTINS et al., 2002). Em muitas comunidades, o fogo é a principal fonte de perturbação, sendo que seu efeito no ecossistema varia com sua intensidade e frequência de ocorrência (GUREVITCH; SCHEINER; FOZ, 2009). Enquanto as espécies de algumas comunidades possuem adaptações específicas para resistência ao fogo, em outras os incêndios podem ter efeitos devastadores (STEUTER; McPHERSON, 1995)

Estudos que busquem aprimorar o conhecimento sobre a biodiversidade e ecologia, em áreas tão importantes para conservação devem ser prioridade. Estudos de biodiversidade, para maior conhecimento da riqueza e diversidade da flora e fauna e estudos de ecologia, que busquem entender o funcionamento dos ecossistemas, são subsídios essenciais para otimizar as estratégias de conservação das espécies e seus ambientes de ocorrência.

Poucos estudos têm focado a produção de serrapilheira em áreas submetidas a distúrbios (MARTINS, 1999). Assim, o presente estudo, desenvolvido em área de transição entre os domínios de Mata Atlântica e Cerrado, busca esclarecer as seguintes questões: (1) a produção de serrapilheira varia em escala espacial e temporal em diferentes ambientes naturais submetidos ou não à ação do fogo? Espera-se que sim, já que cada ambiente possui estrutura e composição distintas, fatores importantes no padrão de deposição de serrapilheira; (2) comparando-se ambientes atingidos pelo incêndio com um ambiente próximo não queimado, existirão diferenças na produção de

serrapilheira? Espera-se que a deposição seja diferente em ambientes queimados e não queimados; (3) Fatores climáticos influenciam na produção da serrapilheira? A influência de fatores ambientais é relatada como muito importante na literatura; eles continuam sendo importantes após o distúrbio?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (PEQRB), situado entre as coordenadas 21°19'45" - 21°20'48"S e 44°58'18" - 44°59'24"W, entre os municípios de Lavras e Ingaí, em Minas Gerais, no período de novembro de 2011 a novembro de 2013. Está inserido no padrão climático Cwb pela classificação de Köppen (temperado mesotérmico com verões brandos e suaves e estiagens de inverno), com altitudes variando entre 1000 a 1300 m. Possui temperatura média anual de 19,3°C, com precipitação média de 1493 mm, sendo as chuvas concentradas no verão (cerca de 67% precipita entre novembro e fevereiro) (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004). O climograma para o período de estudo pode ser visualizado na figura 1:

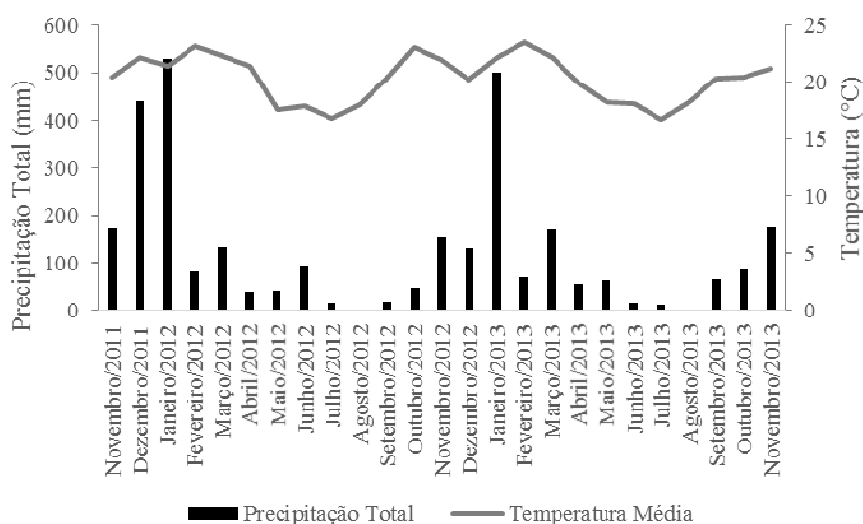


Figura 1 Climograma com valores de precipitação total e temperaturas médias para o município de Lavras, Minas Gerais, no período de novembro de 2011 a novembro de 2013

Situado em área de contato entre os domínios da Mata Atlântica e Cerrado, essa é uma região de transição entre Florestas Estacionais Semidecíduas e formações mais abertas que, por estarem associadas ao relevo acidentado da Serra da Mantiqueira, estão sujeitas à grande variação ambiental, compondo assim diferentes fisionomias (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAN FILHO, 2000). O remanescente vegetacional em questão é o maior nesta região com 209,7 hectares, fato que reforça a importância dos estudos no local e sua preservação. A área apresenta cinco tipos fisionômicos: floresta estacional semidecidual Atlântica, cerrado, campo rupestre, campo de altitude e candea. (Figura 2) (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004).

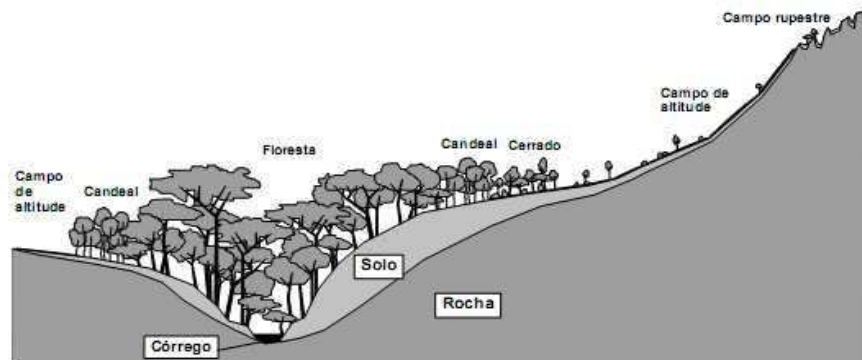


Figura 2 Diagrama de perfil idealizado, representando a distribuição dos tipos fisionômicos da vegetação em uma topo-sequência típica do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito, município de Lavras, Minas Gerais

Fonte: Oliveira Filho e Fluminhan Filho (1999)

Em 1994, Oliveira Filho et al. iniciaram os estudos quantitativos e ecológicos da vegetação florestal do PEQRB com a amostragem de uma transecção de 0,48ha, chamada de transecção A. Em 2000, Dalanesi e colaboradores amostraram mais duas transecções, chamadas B e C, aumentando a área amostral para 2,40ha, consolidando os estudos de estrutura fitossociológica na área (DALANESI et al, 2004). Em 2005, deram-se início os estudos de dinâmica, com a remensuração da transecção B, e em 2006, da transecção C. A transecção A não pode ser remedida por ter sido perdida em um deslizamento de terra. No início de 2011, foi feita a terceira mensuração das duas transecções.

Em setembro de 2011, um incêndio de grandes proporções atingiu o PEQRB. Iniciado em áreas mais altas, com vegetação campestre, o fogo alastrou-se também em áreas de florestas, devido principalmente à época seca, que criou condições de propagação para o incêndio. A transecção C, composta de 38 parcelas contíguas, teve 24 parcelas queimadas, sendo que uma trilha que corta o PEQRB, assim como a ação do Corpo de Bombeiros, impediu que as 14 demais parcelas também fossem queimadas.

2.2 Coleta de dados

Buscando compreender a dinâmica temporal e espacial da serrapilheira após o fogo, 66 coletores de serrapilheira foram instalados pelo PEQRB. Os coletores foram confeccionados com canos de PVC, com 0,25 m² de captação (0,50 x 0,50 m), profundidade de 10 cm e fundo de malha de *nylon*, sustentados a 30 cm de altura do solo para evitar contaminações (CUNHA et al., 1993).

Foram selecionados oito diferentes ambientes para o estudo, buscando analisar de maneira geral as principais fitofisionomias. Em cada ambiente foram

alocadas parcelas para o estudo da vegetação arbórea, sendo que em cada parcela um coletor de serrapilheira foi instalado próximo ao seu vértice superior esquerdo. Assim, um esquema com a localização dos ambientes (figura 3) e uma breve descrição de cada um são apresentados a seguir, seguindo gradiente de cobertura florestal, em que 1 representada o ambiente com dossel mais fechado e 8, dossel mais descontínuo. Além disso, “NF” representa o ambiente sem fogo, enquanto “F” representa ambientes que sofreram incêndio.

1NF: ambiente formado pelas 14 parcelas não queimadas da transecção C, cuja vegetação é formada por Floresta Estacional Semidecidual Montana (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012) ou Floresta Semidecídua Alto-Montana do Domínio da Floresta Atlântica (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000).

2F: ambiente adjacente ao ambiente 1NF, formado pelas 5 parcelas também de Floresta Estacional Semidecidual Montana logo após a trilha, ou seja, foram as últimas parcelas da transecção atingidas pelo fogo. Com cerca de 22 m (observação de campo), foi a única área atingida por fogo em que não houve crestamento do dossel.

3F: formada pelas oito parcelas seguintes da transecção C, logo após o ambiente 2F, apresenta como principal diferença sua menor altura do dossel, que atinge cerca de 15 metros de altura (observação de campo). Nesse ambiente, o fogo chegou com maior intensidade, tendo ocorrido crestamento do dossel. Esse fato justifica a separação de tal parte da transecção em dois sistemas distintos, pois a intensidade é um dos principais fatores de modificação da vegetação pelo fogo (COCHRANE, 2003).

4F: composta por cinco parcelas de Floresta Estacional Semidecídua Aluvial, alocadas ao longo de um curso-d'água que atravessa PEQRB. Enquanto duas

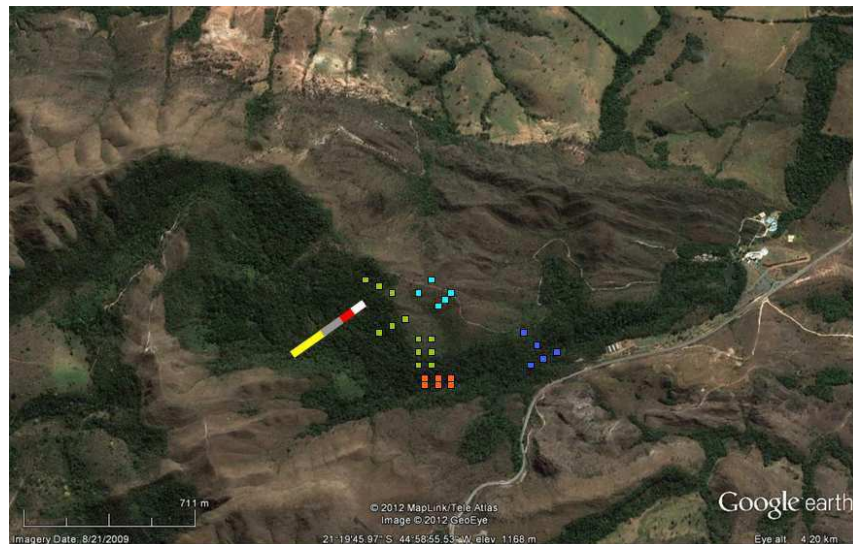
parcelas estão bem próximas à margem, outras três se encontram um pouco mais afastadas do córrego, buscando contemplar a maior heterogeneidade possível de tal ambiente.

5F: formado pelas últimas 11 parcelas da transecção C, é considerado uma área de transição entre a floresta e o campo, com predominância de espécies do gênero *Eremanthus* spp. (candeia). Apresenta uma fisionomia claramente florestal, com limites abruptos com o campo e transições mais graduais e imprecisas com o interior da floresta (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004), tendo sofrido também crestamento do dossel.

6F: conjunto de 12 parcelas alocadas em áreas de transição entre os ambientes de floresta e campo. No PEQRB, tais ambientes de transição são muito comuns e, somando-se a heterogeneidade ambiental, tem grande riqueza de espécies por conter tanto representantes de floresta como de campo (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004).

7F: representado por 5 parcelas alocadas em área de vegetação campestre com solos rasos, na parte mais alta do PEQRB (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAN FILHO, 1999). Possui estrato predominantemente herbáceo-arbustivo, com presença de indivíduos arbóreos distribuídos de maneira esparsa (observação de campo).

8F.: encosta originalmente coberta por Floresta Estacional Semidecidual Montana, foi recolonizada por espécies de pteridófitas (*Pteridium* sp.), após um deslizamento de terra, onde formou um sistema praticamente monodominante, com presença de poucos e esparsos indivíduos arbóreos (observação de campo). Foram ali alocadas 6 parcelas após o fogo.



Legenda









 1 NF	 2 F	 3 F	 4 F
 5 F	 6 F	 7 F	 8 F

Figura 3 Esquema da disposição das parcelas do estudo da ecologia do fogo no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, com inclusão do esquema das parcelas em escala fictícia, na área de estudo

Fonte: Google Earth (2014)

De novembro de 2011 a novembro de 2013 foram realizadas mensalmente as coletas da serrapilheira depositada sobre os coletores. Ao ser retirada dos coletores, a serrapilheira foi transferida para um saco plástico identificado, onde foi transportada até o Laboratório de Dendrologia da Universidade Federal de Lavras. Os sacos permaneceram abertos para secagem ao ar e posterior armazenamento em sacos de papel Kraft identificados, até o momento de secagem em estufa e triagem.

2.3 Produção de serrapilheira

Para a análise da produção de biomassa via serrapilheira, o material coletado em campo é triado em laboratório, onde é separado nas seguintes frações: (1) folhas: inclui folhas, folíolos, foliólulos, ráquis e pecíolos; (2) galhos: inclui galhos, ramos e cascas; (3) sementes: inclui sementes de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas; (4) outros materiais reprodutivos: inclui flores, frutos e qualquer material reprodutivo que não seja semente; (5) material de origem animal; (6) detritos: todo material de dimensões muito pequenas onde não foi possível o enquadramento nas outras frações.

Após ser separada, cada fração foi embalada em papel alumínio identificado, para posterior secagem em estufa durante 48 horas, sob 70°C de temperatura. Após a secagem, as frações foram pesadas em balança milesimal com resolução de 0,001 grama, anotando-se assim o peso seco de cada fração em cada parcela, durante os 25 meses de coleta.

2.4 Análises de dados

Para análise da produção de serrapilheira, todos os valores foram extrapolados para quilogramas por hectare, permitindo assim melhores comparações. Foram construídos gráficos de barra com o aporte mensal das frações de serrapilheira para cada ambiente, buscando uma visualização geral da modificação do aporte ao longo do tempo. Além disso, foram construídos gráficos de linhas para cada fração nos diferentes ambientes, buscando observar possíveis diferenças ou semelhanças entre eles. Gráficos de pizza com o aporte anual de serrapilheira foram construídos buscando visualizar o comportamento geral das frações da serrapilheira em cada ambiente no primeiro e segundo ano após o fogo.

Para verificar se a produção de serrapilheira difere ao longo do tempo dentro de cada ambiente, foram feitas comparações por meio do teste de ANOVA (fator único) para o aporte mensal de cada fração estudada e para a biomassa total. Quando houve diferenças, procedeu-se o teste Tukey de comparação de médias, buscando avaliar quais meses foram diferentes entre si. Devido ao elevado número de meses de estudo, tal comparação buscou principalmente avaliar se existe um padrão para as diferenças encontradas (ZAR, 1999). A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk e tendo verificado sua distribuição não normal, os dados foram logaritmizados para execução dos testes estatísticos (ZAR, 1999).

Para avaliar se a área de floresta não atingida pelo fogo se comporta de maneira diferente das áreas queimadas, foram feitas análises de variância (ANOVA fator único) comparando-se o aporte de cada fração e da biomassa como um todo entre o ambiente 1NF e cada um dos demais ambientes estudados (ZAR, 1999).

As análises foram executadas com o auxílio dos softwares Past, versão 2.17b (HAMMER et al., 2001) e R versão 3.1.0 (R CORE TEAM, 2014).

2.4.1 Influência de variáveis ambientais na produção de serrapilheira

Para avaliar a possível influência de variáveis climáticas na deposição da serrapilheira, valores mensais de pluviosidade, temperaturas mínima, máxima e média, além de umidade relativa e radiação para o município de Lavras foram obtidos junto à Estação Meteorológica localizada na Universidade Federal de Lavras. A existência de correlações entre tais variáveis climáticas e a produção de serrapilheira foi avaliada *a priori* pela matriz de Correlação de Pearson, considerando-se para as variáveis ambientais os valores do mês de coleta da serrapilheira, além dos valores de um, dois e três meses anteriores, com o

objetivo de selecionar quais desses fatores podem influenciar a produção de serrapilheira. Assim, foram construídas duas matrizes, sendo uma delas biótica (biomassa de serrapilheira) e outra ambiental (dados climáticos). A matriz foi gerada pelo software Past versão 2.17b (HAMMER et al., 2001).

Com as variáveis tidas como significativas a partir da matriz de Correlação de Pearson, foi executada análise de regressão múltipla para determinar se a produção de serrapilheira (variável dependente) pode ser explicada pelos fatores abióticos selecionados (variáveis independentes), além de verificar quais delas contribuem significativamente na explicação da produção da biomassa litorânea. Para tal análise, foi usado o software R, versão 3.1.0 (R CORE TEAM, 2014).

4 RESULTADOS

4.1 Aporte de serrapilheira

No período de 25 meses, o aporte de serrapilheira na área de estudo, considerando-se todos os ambientes, foi de 13.063,0 kg.ha⁻¹, ou 6.270,2 kg.ha⁻¹.ano⁻¹. Desse total, a fração das folhas foi a mais significativa, representando 61% do valor (3.827,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹). Em segundo lugar, a fração dos galhos representou 27,9% do total (1.746,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), seguido por materiais reprodutivos com 6,8% (428,0 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), detritos com 2,1% (134,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), sementes com 1,5% (93,1 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) e materiais de origem animal com 0,7% (40,9 kg.ha⁻¹.ano⁻¹).

Analisando cada ambiente individualmente, o ambiente 1NF, único não atingido pelo incêndio, apresentou 17549,5 kg.ha⁻¹ de serrapilheira (8423,8 kg.ha⁻¹.ano⁻¹). A fração folhas representou 64,0% (5391,3 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) do total, seguida de galhos com 23,4% (1.975,8 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), materiais reprodutivos com exceção das sementes com 8,5% (719,1 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), detritos com 2,2% (182,3 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), sementes com 1,2% (99,2 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) e material de origem animal com 0,7% (56,0 kg.ha⁻¹.ano⁻¹).

Pela análise de variância, com os dados mensais de cada fração analisada nesse ambiente, foram encontradas diferenças significativas para todas as frações ao longo do tempo (galhos: F=6,2, p<0,001; detritos: F=13,2, p<0,001; sementes: F=9,7, p<0,001; demais materiais reprodutivos: F=6,5, p<0,001; materiais de origem animal: F=5,6, p<0,001; folhas: F=38,0, p<0,001; biomassa total: F=21,4, p<0,001). De maneira geral, percebe-se aumento na deposição de serrapilheira ao final da estação seca (figura 4).

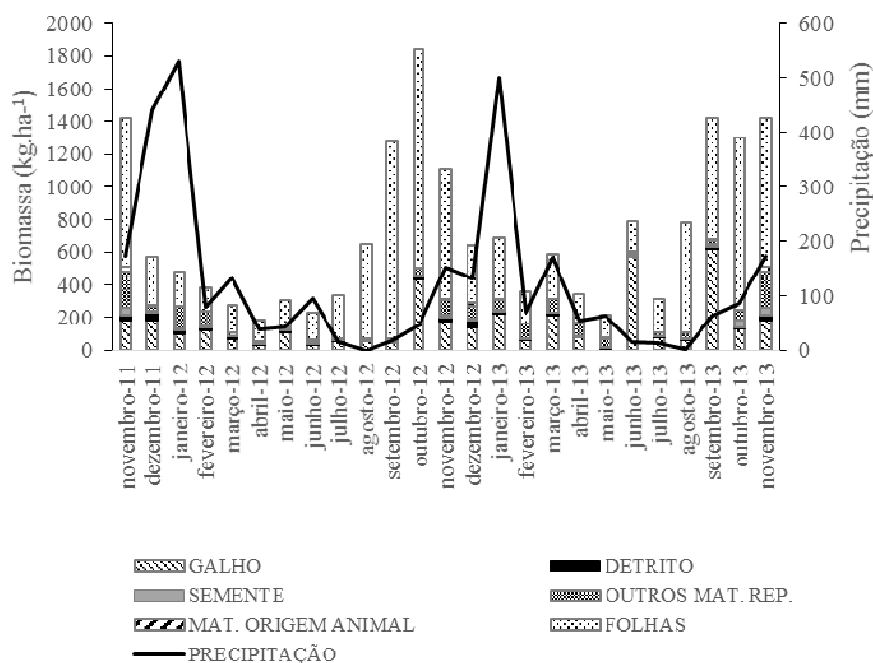


Figura 4 Produção mensal das frações de serrapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e precipitação (mm) ao longo de 25 meses de estudo, no ambiente 1NF, localizado no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

Para o ambiente 2F, o total do aporte de serrapilheira foi de $17.652,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ou $8.473,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. A fração folhas novamente destacou-se com 54,8% ($4.643,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) do aporte observado, seguida por galhos com 28,7% ($2.428,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), materiais reprodutivos com exceção de sementes com 10,4% ($880,2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), sementes com 2,9% ($244,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), detritos com 2,3% ($192,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), e materiais de origem animal com 1% ($85,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Foram encontradas diferenças significativas para todas as frações ao longo dos meses de estudo (galhos: $F=8,9$; $p<0,001$; detritos; $F=4,4$, $p<0,001$; sementes: $F=8,7$; $p<0,001$; demais materiais reprodutivos: $F=3,5$, $p<0,001$, materiais de origem animal: $F=6,6$, $p<0,001$, folhas: $F=8,4$, $p<0,001$; biomassa

total: $F=6,0$, $p<0,001$). Sua distribuição mensal pode ser visualizada na figura 5. Percebe-se novamente tendência de deposição estacional de material, com aporte incomumente maior de galhos em março de 2013. Os meses de novembro de 2011 e novembro de 2013 apresentaram os maiores aportes de materiais reprodutivos, enquanto maiores aportes de detritos foram observados em dezembro de 2011 e dezembro de 2012.

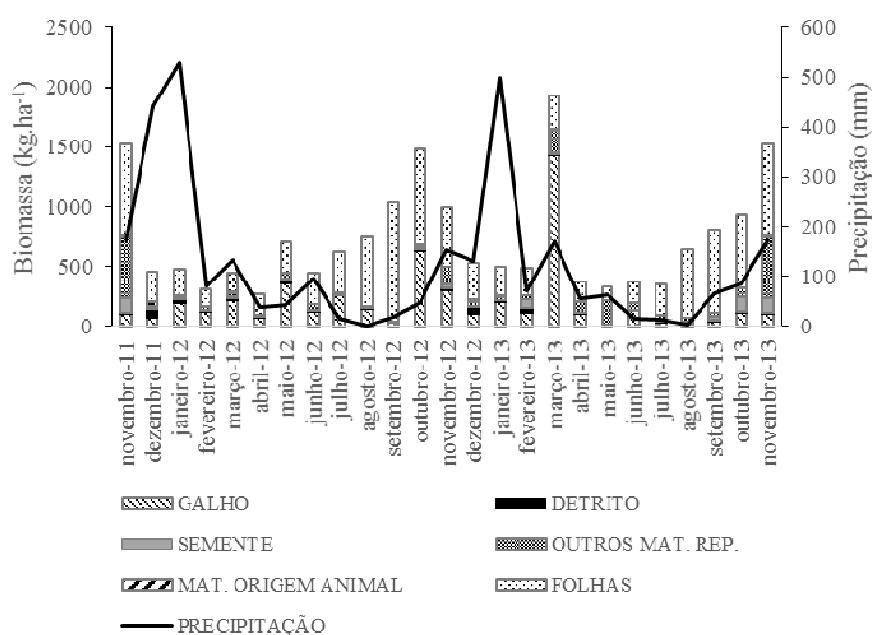


Figura 5 Produção mensal das frações de serrapilheira (kg.ha^{-1}) e precipitação (mm) ao longo de 25 meses de estudo, no ambiente 2F, localizado no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

Comparando-se o aporte de tais frações com o aporte no ambiente 1NF (sem ocorrência de incêndio), houve diferenças no aporte de galhos ($F=12,0$, $p<0,001$) e materiais reprodutivos com exceção de sementes ($F=9,8$, $p=0,002$) entre os dois ambientes.

O ambiente 3F produziu 19.395,4 kg.ha⁻¹ (9.309,8 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) de serrapilheira. As folhas representaram 58,8% (5.471,7 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) da biomassa total, seguida por galhos com 28,2% (2.625,3 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), materiais reprodutivos com exceção das sementes com 8,6% (798,8 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), sementes com 1,8% (170,0 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), detritos com 1,7% (158,9 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) e materiais de origem animal com 0,9% (85,0 kg.ha⁻¹.ano⁻¹).

Para tal ambiente, todas as frações também se mostraram diferentes ao longo do tempo (galhos: F=3,7, p<0,001; detritos: F=6,6, p<0,001; sementes: F=4,5, p<0,001; demais materiais reprodutivos: F=8,0, p<0,001; material de origem animal: F=4,6, p<0,001, folhas: F=24,3, p<0,001; biomassa total: F=9,9, p<0,001). Sua distribuição mensal é demonstrada na figura 6, onde também é possível observar grande aporte de galhos em março de 2013.

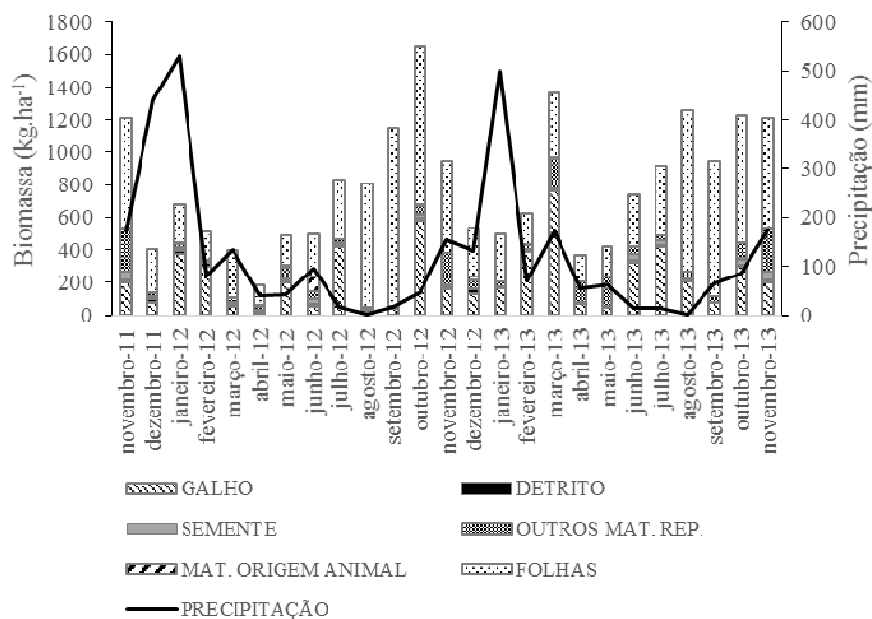


Figura 6 Produção mensal das frações de serrapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e precipitação (mm) ao longo de 25 meses de estudo, no ambiente 3F, localizado no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

Ao comparar o aporte das frações deste ambiente com o aporte em 1NF, encontrou-se diferenças significativas para as frações galhos ($F=11,3$, $p<0,001$), sementes ($F=10,2$, $p=0,001$), demais materiais reprodutivos ($F=15,2$, $p<0,001$), folhas ($F=4,1$, $p=0,041$) e biomassa total ($F=12,6$, $p<0,001$), ou seja, apenas não houve diferença para o material de origem animal e detritos.

O ambiente 4F teve produção total de $15.326,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, ou $7.356,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. A fração folhas representou 56,9% ($4.187,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) do aporte total, seguida por galhos com 37,5% ($2.760,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), detritos com 2,3% ($166,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), materiais reprodutivos exceto sementes com 1,6% ($115,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), sementes com 1,1% ($82,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) e materiais de origem animal com 0,6% ($44,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$). Pelo gráfico de aporte mensal (figura 7), percebe-se que o aporte de folhas tende a ser maior no final da estação seca e início da chuvosa (outubro e novembro). Observa-se ainda contribuição peculiarmente maior da fração galhos em dezembro de 2012 e maiores aportes de detritos nos primeiros meses após o incêndio.

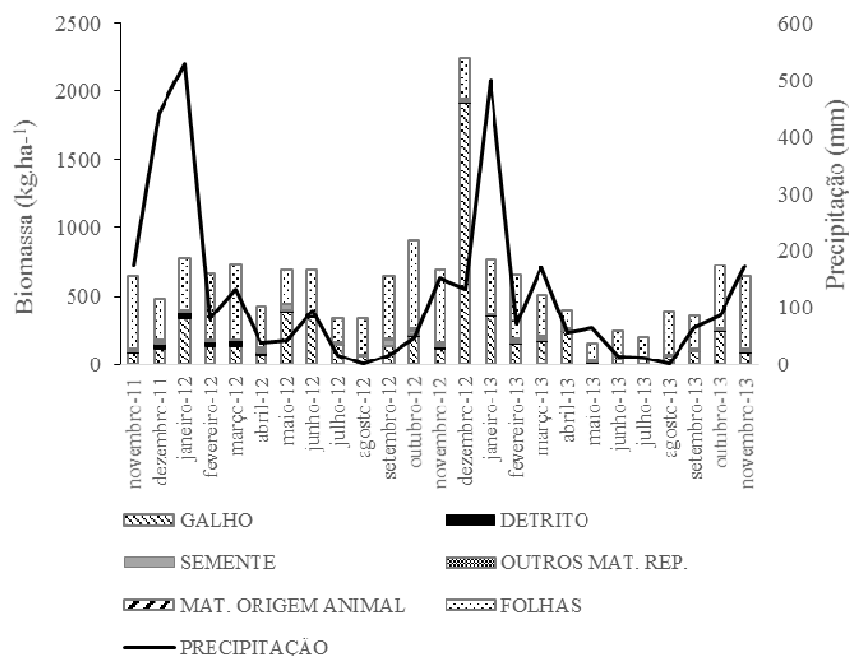


Figura 7 Produção mensal das frações de serrapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e precipitação (mm) ao longo de 25 meses de estudo, no ambiente 4F, localizado no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

Houve diferenças significativas ao longo do tempo no aporte de folhas ($F=2,5$; $p<0,001$), sementes ($F=1,8$; $p=0,017$), detritos ($F=5,4$; $p<0,001$) e materiais de origem animal ($F=1,9$, $p=0,011$). No caso das folhas, a diferença aconteceu entre o fim da estação seca (outubro de 2012), marcando época de grande deciduidade, com o início da estação seca do ano seguinte (abril e maio de 2013), quando as folhas estão começando a cair, sendo que as sementes seguiram padrão semelhante. Para os materiais de origem animal, as diferenças foram encontradas entre o início e fim da estação chuvosa. No caso dos detritos, houve diferenças significativas entre os meses imediatamente pós-distúrbio e meses com maior distância do incêndio.

Quando comparado ao ambiente 1NF, encontram-se diferenças significativas entre os ambientes para as frações sementes ($F=8,1$; $p=0,004$), demais materiais reprodutivos ($F=54,6$; $p<0,001$) e detritos ($F=10,0$; $p=0,002$).

No ambiente 5F, a serrapilheira total atingiu $14.868,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ou $7.136,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. A fração mais representativa novamente foi a de folhas com $60,2\%$ ($4.293,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), seguida de galhos com $30,9\%$ ($2.205,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), materiais reprodutivos com exceção de sementes com $5,2\%$ ($371,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), detritos com $2,1\%$ ($148,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), sementes com $1,3\%$ ($96,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) e materiais de origem animal com $0,3\%$ ($22,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$).

Como outros ambientes, todas as frações apresentaram diferenças ao longo do tempo de estudo (galhos: $F=6,6$, $p<0,001$; detritos: $F=12,1$, $p<0,001$; sementes: $F=4,2$, $p<0,001$; demais materiais reprodutivos: $F=2,5$, $p<0,001$; materiais de origem animal: $F=4,5$, $p<0,001$; folhas: $F=10,8$, $p<0,001$; biomassa total: $F=5,6$, $p<0,001$). Porém no caso das folhas, o primeiro mês após o distúrbio foi diferente da maioria dos meses seguintes, assim como houve diferenças significativas entre os meses seguintes e meses mais distantes do incêndio. O maior aporte de galhos foi observado em janeiro de 2013 (figura 8).

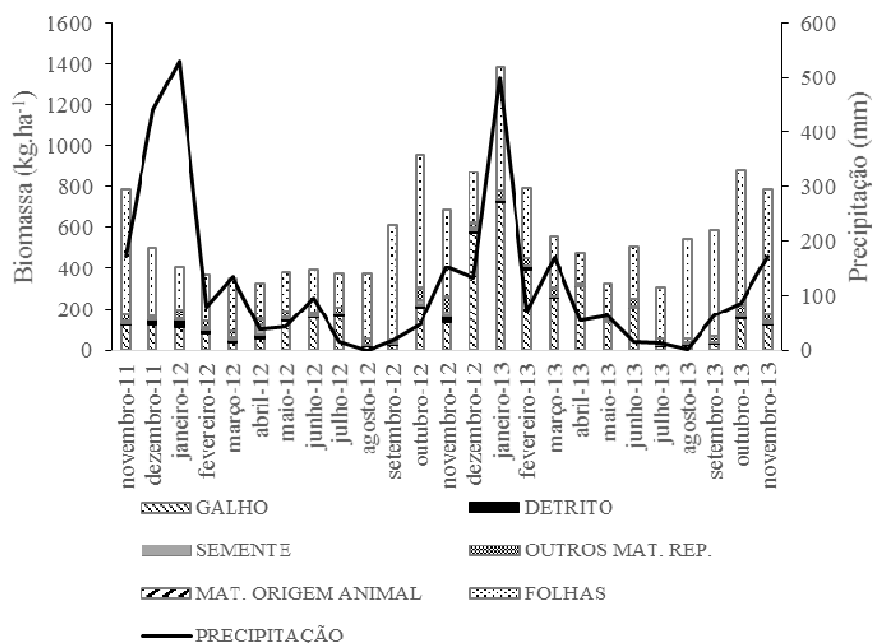


Figura 8 Produção mensal das frações de serrapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e precipitação (mm) ao longo de 25 meses de estudo, no ambiente 5F, localizado no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

Quando comparado ao ambiente 1NF, diferiram as frações galhos ($F=5,0$, $p=0,024$) e materiais de origem animal ($F=21,1$, $p<0,001$), que, no ambiente 5F, apresentou diferenças concentradas entre o primeiro e segundo ano após o fogo.

O ambiente 6F produziu um total de $8.159,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de serrapilheira, ou $3.916,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, valor também inferior ao encontrado para os ambientes florestais. As parcelas de tal ambiente encontram-se na transição da floresta para o campo, sendo assim influenciadas por ambos os ambientes. As folhas representaram 70,2% ($2.749,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) do aporte de serrapilheira no período de estudo. Em seguida, os galhos representaram 23,1% do total com

905,3 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, seguidos pelos materiais reprodutivos com exceção das sementes com 3,4% (132,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), detritos com 2,1% (83,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) sementes com 0,6% (24,1 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) e materiais de origem animal com 0,6% (22 kg.ha⁻¹.ano⁻¹). Observa-se novamente o maior aporte de folhas na serrapilheira no fim da estação seca e início da estação chuvosa. O aporte de galhos também é maior em janeiro de 2013 (figura 9).

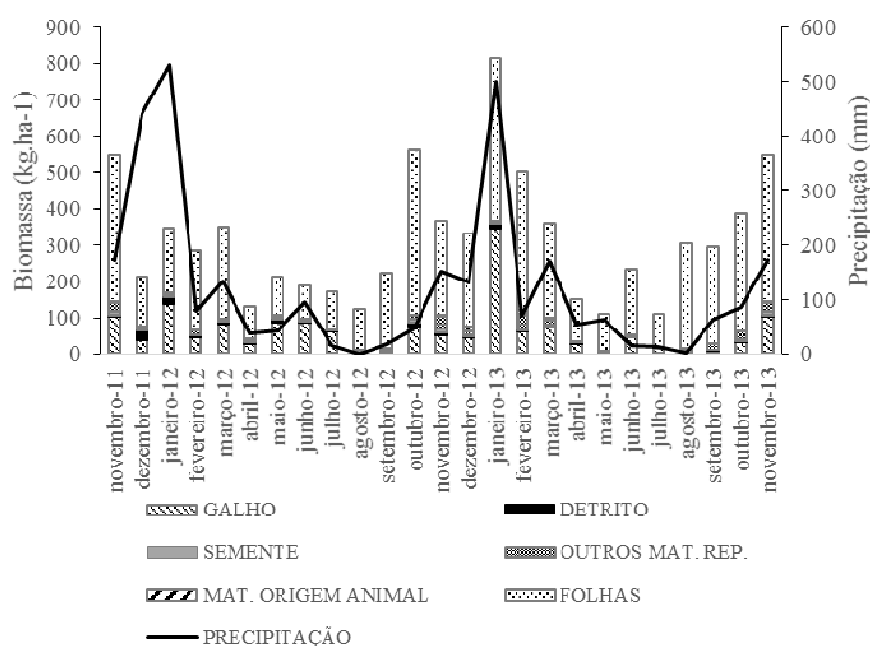


Figura 9 Produção mensal das frações de serrapilheira (kg.ha⁻¹) e precipitação (mm) ao longo de 25 meses de estudo, no ambiente 6F, localizado no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

Para tal ambiente, foram encontradas diferenças significativas ao longo do tempo para todas as frações, ou seja, galhos (F=4,4; p=0<0,001), detritos (F=8,5; p<0,001), sementes (F=4,4; p<0,001), demais materiais reprodutivos (F=4,7; p<0,001), materiais de origem animal (F=3,8; p<0,001), folhas (F=5,9,

$p < 0,001$) e biomassa total ($F=5,1$; $p < 0,001$). Comparando-se com o ambiente 1NF, o aporte de todas as frações foi diferente nos dois ambientes (galhos: $F=72,4$, $p < 0,001$; detritos: $F=161,4$, $p < 0,001$; sementes: $F=92,8$, $p < 0,001$, demais materiais reprodutivos: $F=134,5$, $p < 0,001$; material de origem animal: $F=149,1$, $p < 0,001$; biomassa total: $F=172,1$, $p < 0,001$).

No ambiente 7F, o total de serrapilheira produzido foi de $2.124,5 \text{ kg.ha}^{-1}$, ou $1.019,7 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Diferentemente dos demais ambientes, a fração mais significativa da serrapilheira foi a de galhos, representando $53,7\%$ ($547,9 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) do total, seguido pelas folhas com $39,5\%$ ($402,7 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$). Em terceiro lugar ficaram os materiais reprodutivos com exceção de sementes com $4,8\%$ ($49,3 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), seguido de detritos com $1,1\%$ ($11,1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), materiais de origem animal com $0,5\%$ ($5,2 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e sementes com $0,3\%$ ($3,5 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$). O aporte de folhas na serrapilheira diferiu entre meses de maior e menor pluviosidade, porém também houve diferenças dentro da estação seca do primeiro ano e do segundo, sendo sua contribuição maior no segundo ano. Diferente dos demais ambientes, o maior aporte de galhos ocorreu poucos meses após o incêndio, em janeiro de 2012 (figura 10).

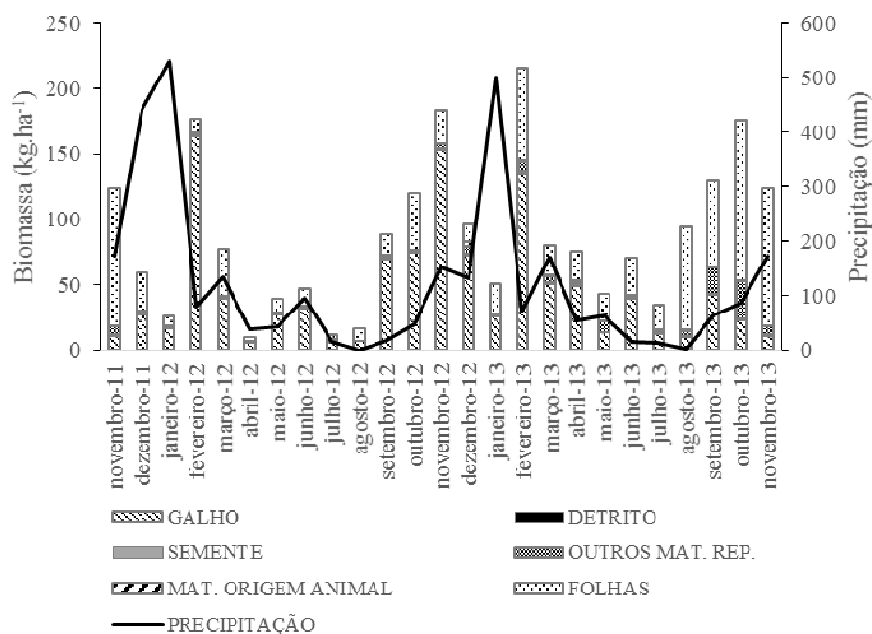


Figura 10 Produção mensal das frações de serrapilheira (kg.ha^{-1}) e precipitação (mm) ao longo de 25 meses de estudo, em ambiente de 7F, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

Foram encontradas diferenças significativas ao longo do tempo apenas para as folhas ($F=4,1$; $p<0,001$) e para a biomassa total ($F=2,7$; $p<0,001$). Quando comparadas com o ambiente 1NF, todas as frações apresentaram diferenças significativas (galhos: $F=116,6$, $p<0,001$; detritos: $F=407,8$, $p<0,001$; sementes: $F=102,8$, $p<0,001$; demais materiais reprodutivos: $F=191,3$, $p<0,001$; material de origem animal: $F=984,4$, $p<0,001$; biomassa total: $F=654,0$, $p<0,001$).

No ambiente 8F, o aporte total de serrapilheira foi de $3.985,7 \text{ kg.ha}^{-1}$, ou $1.913,1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, valor inferior ao encontrado para a comunidade total e para os ambientes predominantemente florestais, já que a presença de árvores em tal

ambiente é escassa e ocorre de maneira esparsa. As folhas representaram 59,5% (1.137,8 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) da biomassa de serrapilheira total. Os galhos tiveram a importância de 24,2% (462,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) seguidos por materiais reprodutivos com exceção de sementes com 7,5% (143,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), detritos com 4,9% (94,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), sementes com 3,5% (66,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) e materiais de origem animal com 0,5% (8,7 kg.ha⁻¹.ano⁻¹). Pelo gráfico mensal (figura 11), percebe-se não haver padrão para a deposição de folhas, que não seguiu tendência marcadamente estacional. Apesar de apresentar diferenças entre meses de maior e menor precipitação, foram observadas maiores diferenças entre meses dentro da mesma estação, particularmente entre a estação seca do primeiro e segundo ano após o fogo. A maior contribuição de galhos novamente aconteceu no segundo ano de estudo, com grande deposição em abril de 2013. Os detritos foram melhor representados nos primeiros meses após o fogo. A distribuição pode ser visualizada na figura 11:

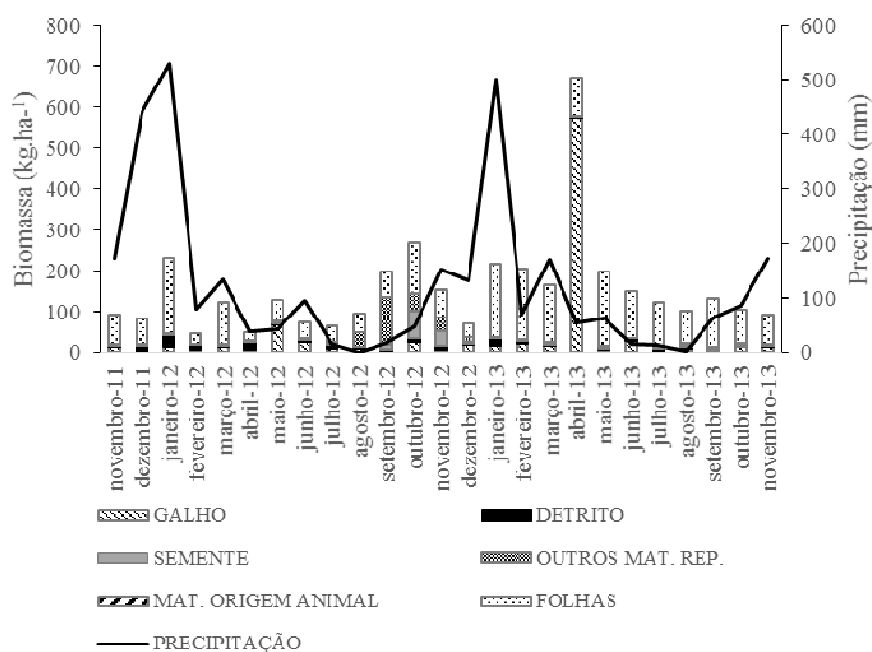


Figura 11 Produção mensal das frações de serrapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e precipitação (mm) ao longo de 25 meses de estudo, no ambiente 8F, localizado no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

Foram encontradas diferenças significativas ao longo do tempo para as frações: detritos ($F=3,2$; $p<0,001$), sementes ($F=4,0$; $p<0,001$), demais materiais reprodutivos ($F=6,6$; $p<0,001$), materiais de origem animal ($F=2,2$; $p=0,003$) e folhas ($F=2,4$; $p=0,007$).

Quando comparado ao ambiente 1NF, todas as frações apresentaram diferenças significativas (galhos: $F=154,7$, $p<0,001$; detritos: $F=69,9$, $p<0,001$; sementes: $F=31,3$, $p<0,001$; demais materiais reprodutivos: $F=112,8$, $p<0,001$; material de origem animal: $F=66,8$, $p<0,001$; folhas: $F=363,3$, $p<0,001$; biomassa total: $F=364,6$, $p<0,001$).

Os gráficos 12 a 18 dão uma ideia geral da distribuição das frações em cada ambiente ao longo do tempo:

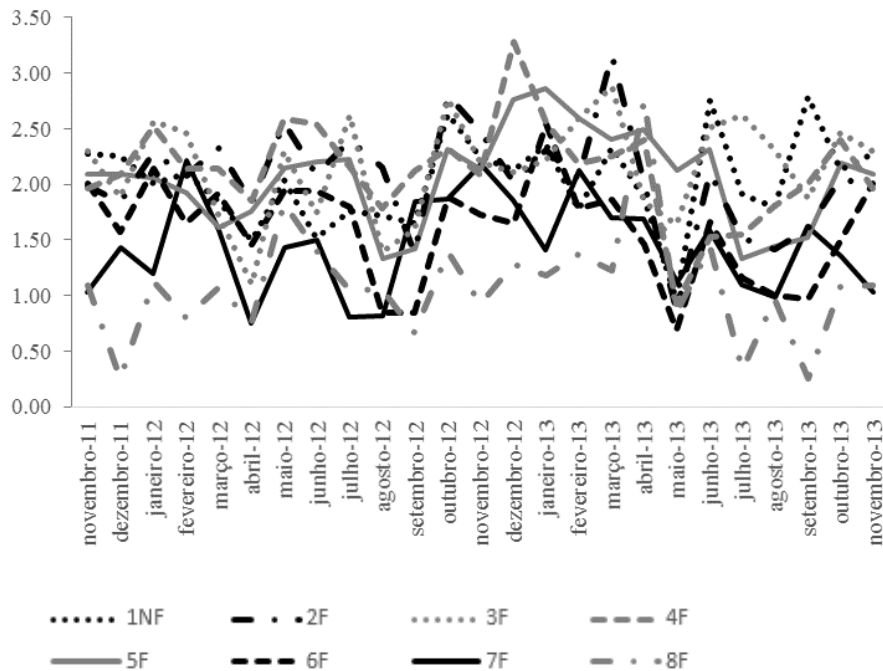


Figura 12 Aporte da fração galhos ao longo dos 25 meses de estudo, em diferentes ambientes, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (Lavras, MG)

Para galhos, como pode ser visto na figura 12, percebe-se picos maiores de deposição de galhos no segundo ano de estudo. Percebe-se também que o ambiente 8F tende a possuir os menores valores de aporte de galhos, devido principalmente à baixa colonização de indivíduos arbóreos no local.

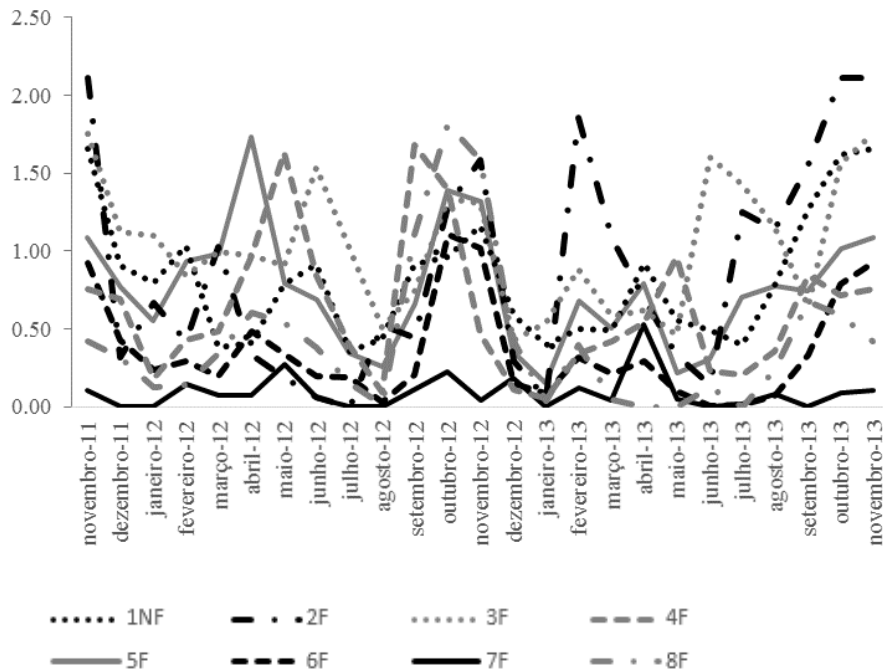


Figura 13 Aporte da fração sementes ao longo dos 25 meses de estudo, em diferentes ambientes, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (Lavras, MG)

Já para sementes (figura 13), é possível observar épocas onde a maioria dos ambientes alcança um pico de deposição, como imediatamente após o fogo (novembro de 2011), entre abril e junho de 2012, setembro e dezembro de 2012 e novamente no final de 2013, sendo que alguns ambientes específicos alcançaram outros picos ao longo do tempo. Observa-se assim uma tendência de investimento das espécies em reprodução no início da estação chuvosa, sendo que, no primeiro ano após o fogo, houve também investimento durante a estação seca em alguns ambientes (3F, 4F, 5F), o que aconteceu no segundo ano para o ambiente 2F. O ambiente 1NF também tem seus picos de produção na estação

chuvosa, porém picos menores são observados na estação seca de ambos os anos. É interessante notar que, enquanto no ambiente não queimado esses picos menores acontecem na estação seca de ambos os anos, para os ambientes queimados de porte florestal eles se concentram no primeiro ou segundo ano após o fogo.

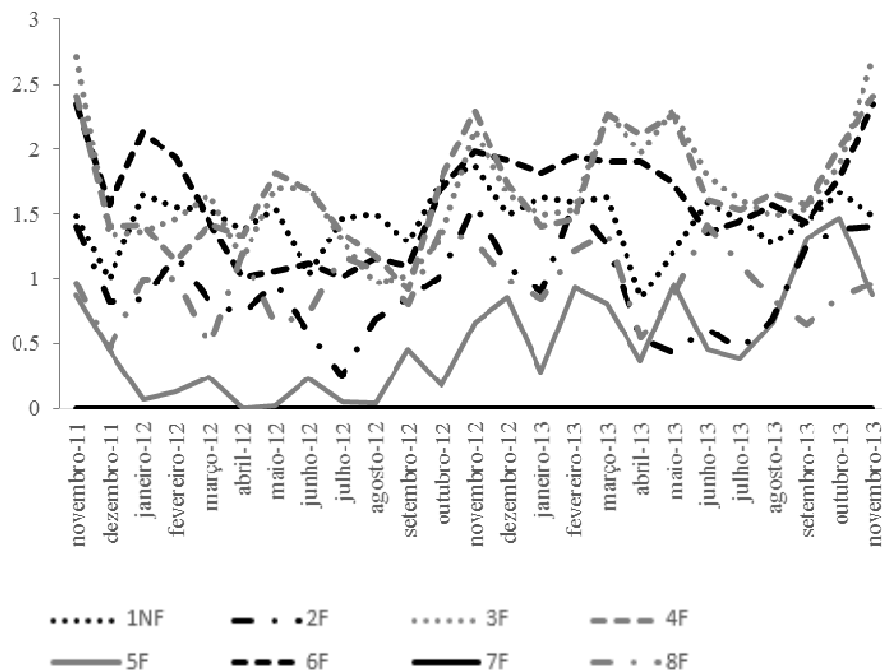


Figura 14 Aporte da fração de outros materiais reprodutivos (com exceção de sementes), ao longo dos 25 meses de estudo, em diferentes ambientes, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (Lavras, MG)

O aporte da fração de materiais reprodutivos com exceção de sementes (figura 14) mostrou-se diverso entre os ambientes, sendo que, para tal, a menor representatividade ocorreu no ambiente 5F, com maiores tendências de deposição no segundo ano após o fogo.

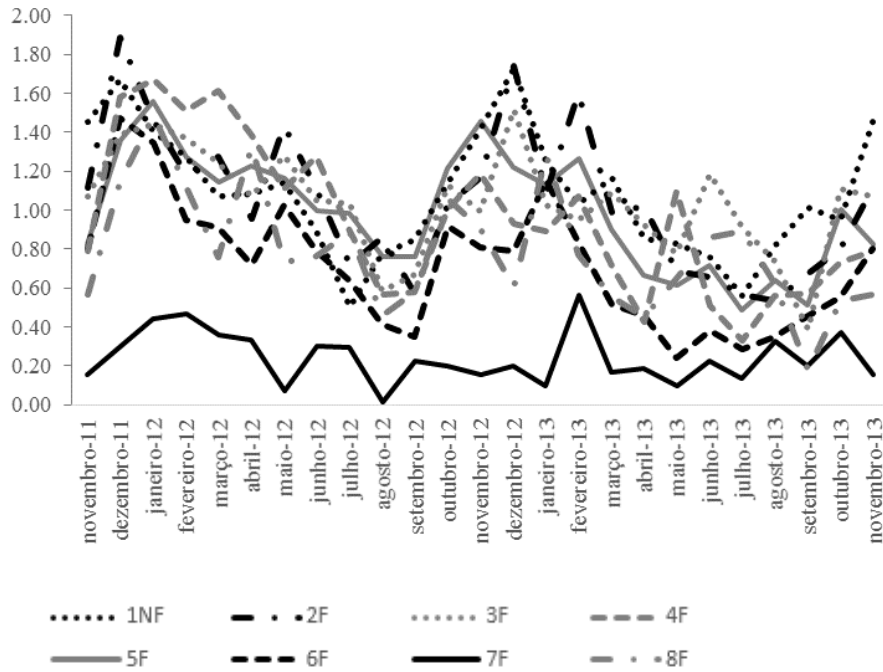


Figura 15 Aporte da fração detritos ao longo dos 25 meses de estudo, em diferentes ambientes, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (Lavras, MG)

No caso dos detritos (figura 15), percebe-se que o maior aporte concentra-se logo após o incêndio e na estação chuvosa. As menores quantidades são verificadas no ambiente 7F, que possui menores valores de biomassa liteira em geral.

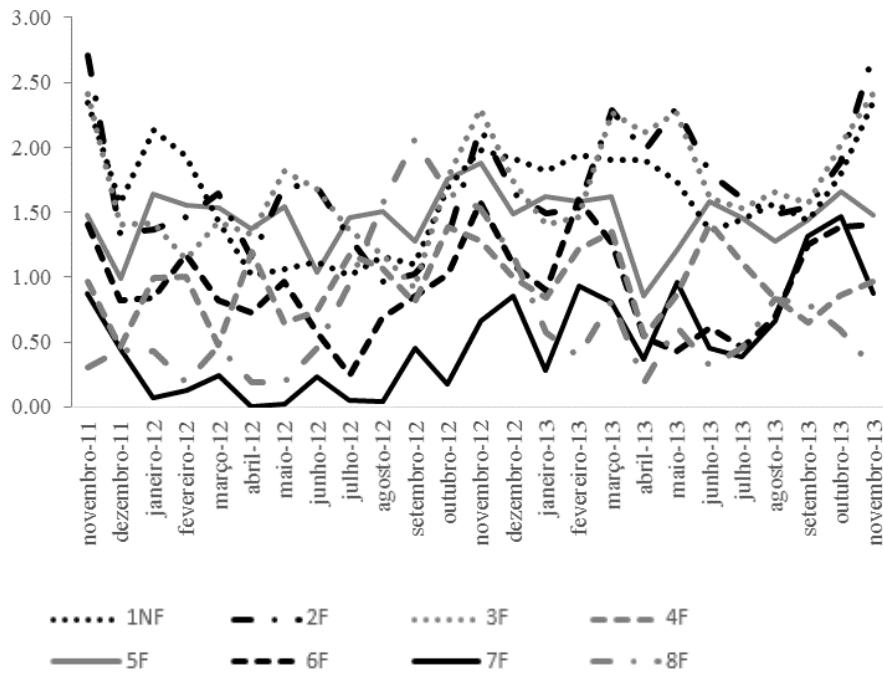


Figura 16 Aporte da fração de materiais de origem animal ao longo dos 25 meses de estudo, em diferentes ambientes, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito

Assim como os galhos e materiais reprodutivos com exceção de sementes, a produção de material de origem animal (figura 16) é constante e randômica ao longo do tempo, sem formação de um padrão definido entre os ambientes.

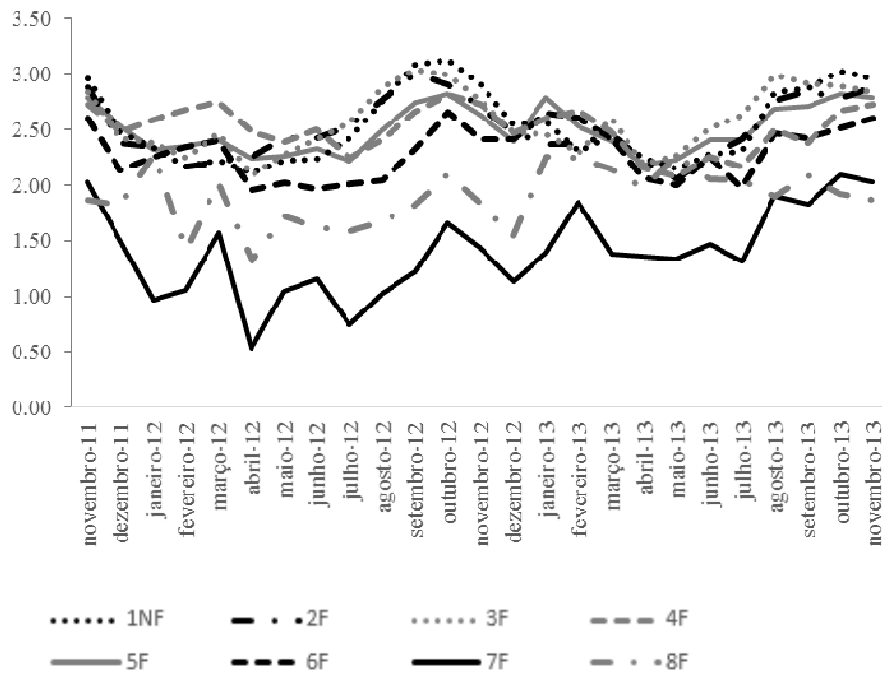


Figura 17 Aporte da fração folhas ao longo dos 25 meses de estudo, em diferentes ambientes, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (Lavras, MG)

O aporte de folhas na serrapilheira (figura 17) foi constante em todo o período de estudo, mas de maneira geral observa-se maior aporte no fim da estação da seca e início da chuvosa, como observado anteriormente, assim como para a produção geral de biomassa (figura 18). Os ambientes 7F e 8F apresentam padrão menos sazonal, com picos também no fim da estação chuvosa e início da estação seca.

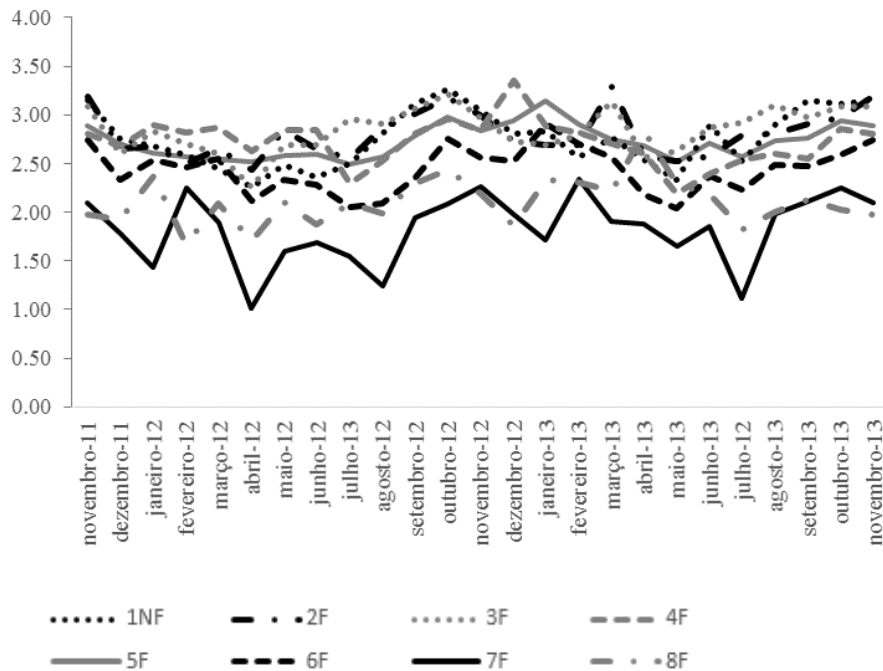


Figura 18 Aporte da biomassa liteira produzida mensalmente ao longo dos 25 meses de estudo, em diferentes ambientes, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (Lavras, MG), no primeiro e segundo ano após incêndio

2 Correlação com variáveis ambientais

Pelo coeficiente de correlação de Pearson, a produção de serrapilheira mostrou-se influenciada pelas temperaturas máxima do mês de coleta ($p=0,010$) e do mês anterior ($p<0,001$), temperatura mínima do mês de coleta ($p<0,001$) e de três meses anteriores ($p=0,037$), temperatura média do mês de coleta ($p<0,001$), precipitação do mês de coleta ($p<0,001$) e de três meses anteriores ($p=0,019$), umidade relativa de três ($p<0,001$) e dois meses anteriores ($p<0,001$)

e insolação de três meses anteriores ($p < 0,001$). O modelo de regressão múltipla gerado com tais variáveis mostrou-se significativo ($p < 0,001$) pelo teste F, apesar de apresentar r^2 baixo (0,07). Foram significativos pelo teste t os parâmetros de temperatura mínima ($p = 0,002$) e precipitação de três meses anteriores à coleta ($p = 0,024$) e umidade relativa do ar de dois meses anteriores à coleta ($p = 0,016$), sendo que os três parâmetros correlacionaram-se de maneira negativa com a produção de serrapilheira. Isso mostra que, quanto menores os valores para tais variáveis, maior é a deposição de biomassa liteira, ou seja, períodos mais frios e secos tendem a estimular a produção de serrapilheira alguns meses depois.

5 DISCUSSÃO

4.1 Produção de serrapilheira

O valor geral encontrado de $6.270,2 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de serrapilheira produzida aproxima-se do estudo de Dias e Oliveira Filho (1997), em uma Floresta Estacional Semidecidual também em Lavras, que encontrou cerca de $7.768,0 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, valor um pouco maior que o do presente trabalho. Porém, o presente estudo compreende desde áreas de florestas atingidas e não atingidas por fogo até vegetação campestre, cuja produção de biomassa liteira, no presente estudo, foi menor que nos ambientes florestais, o que faz com que o valor total seja menor por unidade de área.

Vogel et al. (2013), estudando diferentes ambientes em uma Floresta Estacional Subtropical de Encosta, no Rio Grande do Sul, encontraram valores que variaram de 3.890 kg.ha^{-1} em locais de borda, na estação do verão, a $1.5780 \text{ kg.ha}^{-1}$ em locais com distância de 50 a 100 m da borda, na estação de primavera, mostrando que pode haver grande variabilidade espaço-temporal na deposição da serrapilheira, mesmo dentro da mesma floresta. Cianciaruso et al. (2006), comparando diversos estudos feitos com aporte de serrapilheira no Brasil, encontraram valores que variaram de $2.100 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, para formações de Cerrado *sensu stricto* até $9.410,0 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, para Floresta Mesófila Semidecídua, confirmando a importância da fitofisionomia estudada para a produção de biomassa liteira. Além disso, florestas com diferentes graus de perturbação tendem a apresentar diferentes valores de deposição de serrapilheira, como observado por Kin (2011), em um extenso trabalho com oito florestas em diferentes graus de perturbação e recuperação na Malásia, onde a produção de serrapilheira variou entre 4.520 a $18.260 \text{ kg.ha}^{-1}$.

No presente estudo, os valores variaram de 1.019,7 kg.ha⁻¹.ano, para o ambiente campestre 7F, até 9309,8 kg.ha⁻¹.ano para o ambiente florestal 3F. O ambiente 3F sofreu crestamento do dossel, ou seja, o impacto sofrido pela vegetação foi considerável, podendo ter alterado a dinâmica da deposição de serrapilheira, possivelmente através da adição de maiores quantidades de material vegetal deteriorado e por possíveis mudanças que o fogo pode impor na vegetação. Considerando-se apenas os ambientes estritamente florestais, o menor valor foi encontrado no ambiente 5F, com 7.136,9 kg.ha⁻¹.ano. A pequena diferença encontrada entre o ambiente 1NF (8.423,8 kg.ha⁻¹.ano) e o ambiente de 2F (8.473,4 kg.ha⁻¹.ano), adjacentes e separados apenas por uma trilha, pode ter acontecido devido ao fato de 2F não ter sofrido incêndio de copa, que impacta mais fortemente a vegetação. O fogo é tido como o principal agente de degradação da serrapilheira (FACELLI; PICKETT, 1991), sendo tal degradação desigual ao longo do espaço, produzindo diferentes manchas de distribuição de serrapilheira que podem inclusive afetar a estrutura da comunidade, alterando a deposição da biomassa liteira (WATT, 1956).

Além do ambiente 7F, os ambientes 8F e 6F apresentaram valores baixos (1.913,1 kg.ha⁻¹.ano e 3.916,3 kg.ha⁻¹.ano, respectivamente) comparados aos encontrados na literatura. No caso do ambiente 8F, a pequena quantidade de árvores, além da maior presença de plantas pouco resistentes ao fogo pode ajudar a explicar tal valor. Além de fornecerem pouco material para a serrapilheira, com o fogo, grande parte dos indivíduos morreu, diminuindo ainda mais a produção de serrapilheira no local. Já para o ambiente 6F, o valor inferior encontrado pode refletir o fato de que as parcelas de tal ambiente encontram-se na transição da floresta para o campo, sendo assim influenciadas por ambos os ambientes. Alho (1992) atribui menores valores de aporte de serrapilheira em ambientes de vegetação semiaberta por possuírem árvores espaçadas e pequenas e ter pouca biomassa por unidade de área em relação à floresta.

No geral, a fração de folhas foi a mais representativa no estudo, padrão comum em muitos trabalhos em florestas nativas (BRASIL et al., 2013; CASTRO, 2014; CIANCIARUSO et al., 2006; CUNHA NETO et al., 2013; DIAS; OLIVEIRA FILHO, 1997; FREIRE; SCORIZA; PIÑA-RODRIGUES, 2014; LONGHI et al., 2011). De acordo com Bray e Gorham (1964), geralmente a serrapilheira é composta por 60 a 80% de folhas. No presente estudo, apenas os ambientes 5F, 1NF e 6F permaneceram dentro de tais proporções (60%, 64% e 70%, respectivamente), sendo que todos os outros apresentaram valores mais baixos, porém próximos de 60%.

O ambiente 7F obteve a proporção mais baixa para tal fração (36,7%), o menor encontrado na literatura. Valim (2012), trabalhando em habitat de canga colonizada por vegetação herbáceo-arbustiva, encontrou 59,8% de folhas na serrapilheira, mostrando que mesmo ambientes não florestais podem apresentar altas taxas de deposição dessa fração. Neste estudo, o fogo pode ter atuado como um agente modificador de tal ambiente. Observa-se que a fração dominante é a de galhos, com maior aporte no primeiro ano. Isso pode ter acontecido porque os indivíduos arbóreo-arbustivos em tal ambiente são estruturalmente menores, ou seja, possuem menor diâmetro e altura em comparação aos indivíduos de ambientes florestais. Medeiros e Miranda (2005), estudando a mortalidade de árvores pós-fogo em uma área de campo sujo, mostraram que acima de 90% da mortalidade concentrou-se em classes de diâmetro menores que 5 cm. Segundo os autores, o diâmetro dos indivíduos é fator determinante para sua sobrevivência após um incêndio. Assim, como os indivíduos arbóreo-arbustivos do ambiente 7F possuem menores alturas e diâmetros, o fogo pode ter causado sua morte logo após o distúrbio, justificando o maior aporte de galhos no primeiro ano.

No geral, mesmo os ambientes perturbados pelo fogo mostraram certa sazonalidade na deposição das folhas. A diferença sazonal no aporte de folhas na

serrapilheira é um padrão esperado para florestas tropicais estacionais, onde a deciduidade ao final da estação seca é provocada pelo déficit hídrico que ocorre nesta época (CESAR, 1993; SCOTT et al, 1992). No ambiente 4F, porém, foram observadas poucas diferenças em relação ao aporte de folhas ao longo do tempo. Enquanto nos demais ambientes florestais existem diferenças significativas entre grande parte dos meses estudados, neste ambiente foram observadas diferenças apenas entre setembro de 2012, quando a deposição começa a crescer e abril/maio de 2013, quando atinge seus menores valores. Pode ser que a proximidade com o curso-d'água ajude a suprir o solo com umidade, diminuindo a deficiência hídrica, o que faria com que o período de maior deciduidade tivesse duração menor que nos outros ambientes, além da própria composição florística do ambiente.

Nos demais ambientes florestais, a deposição de folhas apresentou grandes diferenças ao longo do período de estudo, mantendo-se estacional de maneira geral, porém nos ambientes 2F e 3F houve diferenças também dentro da mesma estação. No ambiente 5F, a estacionalidade parece ter tido menos influência no aporte de folhas do que nos ambientes adjacentes (2F e 3F). Esse foi um dos ambientes onde o fogo se alastrou com grande intensidade, e é sabido que a intensidade é um dos fatores mais importantes na determinação do impacto do fogo sobre a vegetação (COCHRANE, 2003). Assim, uma das razões para a menor resposta da deciduidade de folhas à estacionalidade em tal ambiente seja consequência do distúrbio sofrido, principalmente pela intensidade com que o mesmo atingiu a vegetação ali estabelecida.

Nos ambientes 6F, 7F e 8F, ambientes com menor presença de indivíduos arbóreos, a deposição de folhas obteve resposta mais fraca à estacionalidade. No caso do ambiente 8F, a maior deposição de folhas na serrapilheira no primeiro ano após o fogo ocorreu em janeiro de 2012, oscilando nos demais meses. No segundo ano a produção volta a subir em janeiro, caindo

após fevereiro e tendo um pico em maio. Isso pode ter acontecido devido ao próprio ciclo de vida das novas espécies colonizadoras, na maioria, herbáceas de ciclo anual. Não se pode descartar, porém, uma possível influência do fogo sobre as espécies arbóreas que já colonizavam o local anteriormente; enquanto algumas podem ter morrido com o distúrbio, outras podem ter tido seus padrões fenológicos alterados pela queima, tornando mais fraca sua resposta à estacionalidade. Apesar de serem poucos os indivíduos arbóreos nesse ambiente, eles contribuem de maneira efetiva para o aporte de serrapilheira, considerando seu maior porte em relação aos novos colonizadores.

No ambiente 6F, as maiores produções foram observadas em novembro de 2011, outubro de 2012 e janeiro de 2013, também oscilando entre produções altas e baixas, sem a ocorrência do padrão relacionado à estacionalidade. Tal ambiente possui influência tanto de áreas campestres quanto florestais, o que pode interferir na formação de um padrão, considerando que tais ambientes têm comportamentos distintos.

Para o ambiente 7F, os picos de produção ocorreram em novembro de 2011, permanecendo relativamente baixo até outubro de 2013, quando a produção sobe novamente. Nesse caso é possível que o fogo tenha causado a morte de algumas espécies que estejam voltando a colonizar o local, fazendo com que o aporte de serrapilheira esteja voltando a subir. Um exemplo observado em campo é a ocorrência de cipós, que desapareceram após o fogo e que foram observados novamente nas últimas coletas de material. A morte de grande parte dos indivíduos arbóreos após o incêndio mostra a possível fragilidade do componente lenhoso nesse ecossistema em relação ao fogo

Observa-se no geral, que os ambientes não florestais apresentam picos de produção de serrapilheira no fim da estação seca ou início da chuvosa, mas o padrão não é mantido ao longo do tempo, oscilando de maneira aleatória ao longo das estações. Isso pode acontecer devido a características intrínsecas de

cada um, como a morte de indivíduos presentes antes do incêndio e sua posterior recolonização por diferentes espécies.

Para a fração galhos, não foi observada a existência de um padrão mensal de deposição, comportamento já observado por outros autores, que relatam a possível ação mecânica de chuvas e ventos sobre o dossel (DIAS; OLIVEIRA FILHO, 1997). Porém, é interessante observar que, exceto para o ambiente 7F, os maiores picos de deposição de galhos aconteceram no segundo ano após o incêndio. O fogo pode ser um fator que colabora para tal padrão, já que é relatado que grande parte dos indivíduos arbóreos morrem cerca de um ano após o incêndio (COCHRANE, 2003). Assim, a grande deposição de galhos no segundo ano pode refletir a mortalidade retardada dos indivíduos causada pelo incêndio.

No caso do ambiente 1NF, que não sofreu impacto por fogo, o aporte de galhos mostra maior aleatoriedade, em que a deposição é razoavelmente constante, não sendo observados picos tão grandes como em outros ambientes, que podem mostrar morte do indivíduo ou de suas partes. Também é interessante verificar que, ao serem comparados ao ambiente 1NF, a maioria dos ambientes diferiu estatisticamente do mesmo quanto à fração de galhos.

As demais frações também apresentaram peculiaridades. Para as sementes e outros materiais reprodutivos, as maiores diferenças foram encontradas no ambiente 8F, onde observa-se grande quantidade dessas frações no primeiro ano após o fogo. O ambiente analisado, uma encosta dominada por espécies não arbóreas, foi largamente colonizado por espécies de ciclo anual após o fogo, o que justificaria a grande quantidade encontrada de tal material, já que tais espécies se reproduzem e morrem em intervalos de tempo curto. Já no segundo ano, observou-se novamente a maior presença de indivíduos de pteridófitas e bambus. Tal padrão de mudança na vegetação não foi observado nos demais ambientes estudados, onde as mudanças foram bem mais sutis, sendo

que nos ambientes 4F e 5F as quantidades foram ligeiramente maiores no primeiro ano e nos ambientes 2F, 3F e 7F, pouco maiores no segundo 6F e 1NF permaneceram praticamente sem alterações entre os anos.

No caso dos detritos, percebe-se que o maior aporte concentra-se na estação chuvosa, podendo ser causada pelo efeito mecânico das chuvas e ventos, que além de derrubar grande quantidade de material, torna um pouco desse material não identificável. O padrão geral de maior deposição no primeiro ano é justificado já que, com a queima do material vegetal, é natural que grande parte da serrapilheira fique inviável de ser identificada, contribuindo assim para uma maior quantidade de resíduos nos primeiros momentos após o fogo.

Em relação às diferenças encontradas para o material de origem animal, grande parte do material encontrado era constituída por fezes, o que, assim como constatado em outros trabalhos (DIAS; OLIVEIRA FILHO, 1997; MARTÍNEZ-YRÍZAR; SARUKHAN, 1990) pode indicar aumento da atividade de herbivoria em determinados períodos.

Nas comparações das frações de cada ambiente com o ambiente não queimado (1NF), percebe-se que os ambientes de porte não florestal (6F, 7F e 8F) apresentam diferenças significativas para todas as frações. Tais diferenças podem ser explicadas principalmente pela grande diferença fisionômica das áreas. Mesmo sem o distúrbio, é esperado que fisionomias diferentes tenham aporte distinto de serrapilheira.

No ambiente 4F, as diferenças encontradas nas sementes e demais materiais reprodutivos podem refletir tanto diferença na composição das espécies que colonizam cada ambiente, mostrando pulsos de reprodução em épocas diferentes, quanto uma possível influência do fogo na reprodução. Os detritos, como já mencionado, podem ter seu volume aumentado em consequência da queima da biomassa vegetal.

Os ambientes 2F, 3F e 5F foram estatisticamente diferentes de 1NF em relação aos galhos, o que pode reforçar a hipótese de mortalidade retardada após o fogo. O ambiente 2F também foi diferente em relação aos materiais reprodutivos. Como são áreas adjacentes, com composição de espécies semelhantes, é provável que o fogo tenha influenciado para que tal diferença aconteça. Já no ambiente 3F, também foram diferentes as sementes, folhas e biomassa em geral. Como já dito anteriormente, o incêndio foi mais intenso no ambiente 3F, com ocorrência de crestamento do dossel, que destrói também a parte aérea das plantas, enquanto no ambiente 2F ocorreu apenas fogo de superfície, sem crestamento.

No caso do ambiente 5F, além da fração de galhos, houve diferenças quanto os materiais de origem animal. Apesar de este ser um ambiente florestal, possui algumas particularidades em relação aos outros estudados. A presença marcante de espécies do gênero *Eremanthus* spp., pode causar diferenças estruturais e ecológicas na vegetação em comparação com os demais ambientes florestais. Porém, sua pouca diferenciação em relação ao ambiente 1NF, mostra que a funcionalidade pode ser parecida. No caso dos materiais de origem animal, tais diferenças podem ser suficientes para que a comunidade de insetos que coloniza os ambientes seja diferente, ou apresente comportamento diferente em cada um deles.

4.2 Relação com variáveis ambientais

A correlação significativa entre a produção de biomassa com a temperatura mínima e precipitação de três meses anteriores à coleta, bem como a umidade relativa de dois meses anteriores corrobora os resultados aqui encontrados, que mostram os picos de produção de serrapilheira no fim da estação seca e início da estação chuvosa para grande parte dos ambientes. O

comportamento estacional da produção de serrapilheira decorre, principalmente, do comportamento da fração foliar, que é a constituinte mais importante da serrapilheira e que apresenta resposta mais definida às condições climáticas (BRAY; GORHAM, 1964). Gomes et al. (2006) não encontraram correlação entre a produção de serrapilheira de *Poincianella echinata* (Lam.) L. P. Queiroz (Fabaceae) e a umidade relativa, mas quando analisaram apenas a fração de folíolos, verificaram correlação negativa entre sua produção e a umidade relativa, mostrando ser essa de fato a fração mais influenciada por esse fator. Como as folhas sofrem abscisão por motivos que incluem o estresse causado por baixas temperaturas e déficit hídrico (CHABOT; HICKS, 1982), é justificável uma maior deposição após períodos críticos de seca e frio, já que a derrubada de folhas reduziria a perda de água por transpiração (MARTINS; RODRIGUES, 1999).

Vários trabalhos relatam a correlação da umidade relativa de forma negativa com a produção de serrapilheira (CIANCIARUSO et al., 2006; GOMES et al., 2006; MARTINS; RODRIGUES, 1999; PINTO et al., 2008), confirmando a influência do estresse hídrico em tal componente. Pinto et al. (2008) encontraram padrão semelhante de influência de menor umidade relativa na produção da serrapilheira, tanto em uma floresta em estágio inicial de regeneração quanto em uma floresta madura. Isso mostra que esse é um fator preponderante na produção de biomassa liteira, independentemente do estágio de conservação da floresta, o que pode ser confirmado no presente trabalho, que possui tanto ambientes cujo fogo queimou toda a vegetação até o ambiente 1NF, onde não houve perturbação pelo incêndio.

Sousa (2003), trabalhando em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial, encontrou correlação negativa entre a deposição de folhas e a temperatura mínima, o que, segundo o autor, mostra que a deposição ocorre no inverno. No presente caso, a produção de serrapilheira correlacionou-se com a temperatura

mínima de três meses anteriores, mostrando que a influência de tal fator fará com que ocorra a deposição do material depois do inverno, mais próximo ao fim da estação seca.

Antoneli e Francisquini (2014) relatam a influência tardia de fatores como a temperatura mínima na produção de serrapilheira. Isso mostra que a resposta da vegetação a fatores climáticos não acontece de maneira imediata, sendo importante que estudos que buscam averiguar a importância de tais fatores na produção de serrapilheira atentem para verificar correlações não apenas com os valores atuais desses fatores, mas também valores de meses anteriores, que podem vir a explicar de maneira mais correta a influência do clima na vegetação.

A maior presença de folhas na serrapilheira também explica porque a deposição de biomassa em geral segue certa estacionalidade, mesmo após o fogo. Quando comparados os ambientes florestais com 1NF, apenas o ambiente 3F, que sofreu incêndio de copa, mostrou-se estaticamente diferente para a fração de folhas. A estacionalidade afeta principalmente os ambientes florestais, já que aqueles de fisionomia não florestal não apresentaram tendência de deposição estacional. Assim, pode ser que o fogo tenha maior influência sobre tais ambientes, onde pode causar a morte de maior número de indivíduos ou modificar o comportamento dos indivíduos sobreviventes, fazendo com que a deposição de serrapilheira esteja mais relacionada às características intrínsecas das espécies do que à estacionalidade.

6 CONCLUSÃO

Ambientes com vegetação florestal apresentaram maior aporte de serrapilheira que ambientes mais abertos. A deposição de serrapilheira tende a ser sazonal em ambientes florestais, mesmo com a presença do incêndio. Ambientes de fisionomia mais aberta, porém, têm sua deposição de serrapilheira mais fortemente influenciada pela resposta da vegetação ao incêndio e pelas estratégias de colonização de novos indivíduos no local.

REFERÊNCIAS

ALHO, C. J. R. **A teia da vida**: uma introdução à ecologia brasileira. Rio de Janeiro: Objetiva, 1992. 160 p.

ANTONELI, V.; FRANCISQUINI, V. M. Influência de alguns dados meteorológicos na produção de serapilheira na FLONA (Floresta Nacional) de Irati – Paraná. **Ambiência**, Guarapuava, v. 10, p. 267-280, ago. 2014. Supl. 1.

BRASIL, L. S. et al. Efeito de borda sobre a camada de serapilheira em área de cerrado no leste de Mato Grosso. **Biotemas**, Florianópolis, v. 26, n. 3, p. 37-47, 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**: mata da área de aplicação. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica/mapa-da-area-de-aplicacao>>. Acesso em: 12 nov. 2014.

BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter production in the forests of the world. **Advances in Ecological Research**, London, v. 2, p. 101-157, 1964.

CASTRO, C. C. **Serapilheira e estoque de carbono ao longo de um gradiente altitudinal na Floresta Ombrófila Densa, no Parque Nacional do Caparaó, ES**. 2014. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2014.

CESAR, O. Nutrientes minerais na serapilheira produzida na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, Município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 53, n. 4, p. 659-669, 1993.

CHABOT, B. F.; HICKS, D. J. The ecology of leaf life spans. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, p. 229–259, 1982.

CIANCIARUSO, M. V. et al. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 49-59, 2006.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, London, v. 421, p. 913-919, 2003.

CUNHA, G. C. et al. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 1, p. 35-64, 1993.

CUNHA NETO, F. V. et al. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 379-387, jul./set. 2013.

DALANESI, P. E.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 18, n. 4, p. 737-757, 2004.

DELITTI, W. B. C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1995. v. 1, p. 469-486.

DIAS, H. C. T.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Variação temporal e espacial da produção de serapilheira em uma área de floresta estacional Semidecídua montana em Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 21, n. 11, p. 11-26, 1997.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, Cham, v. 57, n. 1, p. 1-32, 1991.

FERNANDES, A. **Fitogeografia brasileira**. 3. ed. Fortaleza: Edições UFC, 2007. 183 p. (1ª parte).

FIGUEIREDO FILHO, A. et al. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

FORZZA, R. C. et al. **Catálogo de plantas e fungos do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico, 2010. v. 1, p. 21-39.

FREIRE, M.; SCORIZA, R. N.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Influência do clima no aporte de serrapilheira em uma floresta ombrófila densa montana. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 9, n. 3, p. 427-431, 2014.

GANEM, R. S. **Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas**. Brasília: Câmara dos Deputados, 2010. 437 p.

GOMES, S. R. et al. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes ao solo em arboreto de pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) em Mogi-Guaçu, São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 339-347, 2006.

GOOGLE EARTH-MAPAS. **Http://maps.google.com**. Consulta realizada em 20/08/2014.

GUREVITCH, J.; FOX, A. G. SCHEINER, S. M. **Ecologia vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 592 p.

HAMMER O.; HARPER D.; RYAN P. PAST: paleontological statistics software for education and data analysis. **Paleontología Electrónica**, València, v. 4, p. 1-9, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 2012. (Série Manuais Técnicos em Geociências).

KIN, M. K. K. et al. Comparison of carbon and selected macronutrients in forest-floor litter of rehabilitated and secondary forests. **American Journal of Applied Sciences**, New York, v. 8, p. 967-972, 2011.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, 2005.

LONGHI, R. V. et al. Produção de serapilheira e retorno de macronutrientes em três grupos florísticos de uma floresta ombrófila mista, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 699-710, out./dez. 2011.

MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; SARUKHÁN, J. Litterfall patters in a tropical deciduous forest in Mexico over a five-year period. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, n. 6, p. 433-444, 1990.

MARTINS, S. V. et al. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 1, p. 11-19, 2002.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2009. 270 p.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 405-412, dez. 1999.

MASON, C. F. **Decomposição**. São Paulo: EPU, 1980. 63 p.

MEDEIROS, J. D. **Guia de campo: vegetação do Cerrado: 500 espécies**. Brasília: MMA/SFB, 2011. 532 p. (Série Biodiversidade, 43).

MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botânica Brasilica**, Feira de Santana, v.19, n.3, p.493-500, 2005.

MENDONÇA, R. J. et al. Flora vascular do cerrado. In: SANO, S.; ALMEIDA, S. (Ed.). **Cerrado, ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1998. p. 288-556.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited**. Mexico: CEMEX, 2004.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; MITTERMEIER, C. G. **Megadiversity. Earth's biologically wealthiest nations**. Mexico: CEMEX, 1997.

MYERS, N. Threatened Biotas: "Hot Spots" in tropical forests. **The Environmentalist**, Lincoln, v. 8, n. 3, p. 187-208, 1988.

MYERS, S. et al. Drive against hotspot motifs in primates implicates the PRDM9 gene in meiotic recombination. **Science**, New York, v.327, n.5967, p.876-879, 2010.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 50-63, 2000.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 793–810, 2000.

PINTO, S. I. C. et al. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 545-556, 2008.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 22 jun. 2014.

SCOTT, D. A.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. II. Litter and nutrient cycling. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 80, p. 705-717, 1992.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório anual 2013**. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2013/05/SOS-WEB.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2014.

SOUSA, S. G. A. **Produção e decomposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista aluvial, Rio Barugüi, Araucária, PR**. 2003. 127 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

STEUTER, A. A.; McPHERSON, G. R. Fire as a physical stress. In: BEDUNAH, D. J.; SOSEBEE, R. E. **Wildland plants physiological ecology and developmental morphology**. Denver: Society for Range Management, 1995. p. 550-579.

VALIM, E. A. R. **Ciclagem de nutrientes no sistema atmosfera-solo-planta em formação campestre e florestal sobre canga em Minas Gerais**. 2012. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

VITAL, A. R. T. et al. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona riparia. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VOGEL, H. L. M. et al. Efeito de borda no estoque de serapilheira e nutrientes em um fragmento de floresta nativa no Bioma Pampa-RS. **Ecologia e Nutrição Florestal**, Santa Maria, v. 1, n. 1, p. 46-54, jan./abr. 2013.

WATT, A. S. Contributions to the ecology of bracken (*Pteridium aquilinum*). VII. Bracken and litter. **New Phytologist**, Cambridge, v. 55, p. 369-388, 1956.

ZAR, J. H. **Bioestatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

**RETORNO DE MACRONUTRIENTES PROVENIENTES DE
SERRAPILHEIRA FOLIAR EM DIFERENTES AMBIENTES
NATURAIS ATINGIDOS POR INCÊNDIO**

RESUMO: A serrapilheira é uma das principais vias de retorno de nutrientes da vegetação para o solo. Neste trabalho buscou-se avaliar o teor de macronutrientes contidos na serrapilheira foliar coletada em oito diferentes ambientes naturais, sendo sete deles atingidos por fogo, além de quantificar o retorno dos mesmos ao solo. Foram efetuadas coletas mensais de serrapilheira, no período de 25 meses. O material coletado foi seco em estufa e enviado para análise química. O nutriente com teor mais alto em todos os ambientes foi o nitrogênio. O maior retorno de nutrientes ocorreu na área não atingida pelo fogo, com exceção do fósforo. O aporte de nutrientes variou de acordo com as características da vegetação, sendo que o distúrbio pode ter tido influência tanto para valores altos para alguns nutrientes, como o alto teor de nitrogênio encontrado no material analisado poucos meses após o incêndio, quanto baixos para outros, como o fósforo, que apresentou teor menor que todos os estudos consultados.

Palavras-chave: Fertilidade. Ciclagem de matéria. Interação solo-planta.

ABSTRACT: (MACRONUTRIENTS RETURN FROM LITTER LEAF IN DIFFERENT ENVIRONMENTS AFFECTED BY FIRE) Litter is a major nutrient return path to ground vegetation. This study evaluated the contained macronutrient content of leaf litter collected in eight different natural environments, seven of them hit by fire and to quantify the return thereof to the ground. Monthly collections of litter were made in the period of 25 months. The collected material was oven-dried and sent for chemical analysis. The nutrient with higher content in all environments was nitrogen. The higher return of nutrients occurred in the area not affected by the fire, except for phosphorus. The nutrient intake varied according to the characteristics of the vegetation, wherein the disorder may have influenced both high values, as the high levels of nitrogen found in the material analyzed a few months after the fire, as the low for others, such as phosphorus, which presented lowest content that all the studies consulted.

Keywords: Fertility. Cycling matter. Soil-plant interaction.

1 INTRODUÇÃO

Um ecossistema, como definido por Tansley (1935), é um sistema integrado onde agentes bióticos e abióticos interagem, sendo que tanto o meio físico contribui para o sustento e manutenção da parte biológica, como a biota ajuda na manutenção das condições e composição do meio físico. Entendendo a importância de tal conceito, em 1950 originou-se um novo ramo da ecologia, a ecologia dos ecossistemas, que busca compreender melhor como ocorre a ciclagem da matéria e energia através dos ecossistemas (RICKLEFS, 2010).

No processo de ciclagem da matéria, a deposição da serrapilheira sobre o solo, seja ela de origem vegetal ou animal, é de extrema importância para o processo de ciclagem dos nutrientes, favorecendo o fluxo de energia no sistema (VITAL et al., 2004). A serrapilheira é formada principalmente por partes decíduas de vegetais (como folhas, gravetos, sementes, flores, cascas e galhos) ou por fezes e restos de animais (BORÉM; RAMOS, 2002; CUNHA NETO, 2001). Essa fração da floresta abriga micro e macroinvertebrados, que atuam nos processos de decomposição e de fertilização natural dos solos, bem como armazena grande quantidade de sementes, que possibilita a renovação das populações (SILVA et al., 2006; SILVA, 2009).

A interação entre a vegetação e o solo por meio da serrapilheira é a mais significativa forma de transferência de nutrientes nas florestas tropicais (GOLLEY et al., 1978), atuando na superfície do solo como um sistema de entrada e saída de nutrientes, a partir do balanço entre a produção e decomposição de biomassa (MARTINS; RODRIGUES, 1999). A manutenção do equilíbrio nutricional das florestas tropicais em solos distróficos depende da contínua produção e decomposição da camada de serrapilheira do solo florestal, processo que garante a constante reposição de nutrientes à vegetação (VITOUSEK; SANFORD JÚNIOR, 1986).

O principal componente da serrapilheira em comunidades tropicais é a fração foliar, produzida em maior quantidade e onde se concentra a maior parte dos nutrientes da serrapilheira (MORELLATO, 1992). Além disso, representa a via mais rápida de retorno dos nutrientes, o que configura uma estratégia das árvores na utilização dos nutrientes para seu crescimento por meio da deciduidade (CALDEIRA et al., 2008; PINTO et al., 2009).

As quantidades de nutrientes que entram ou saem dos ecossistemas são influenciadas por fatores como as propriedades físicas e químicas do solo, condições climáticas, tipo de vegetação, localização do ecossistema em relação ao mar, às grandes áreas urbanizadas e aos complexos industriais (POGGIANI, 1992). Além disso, perturbações podem gerar mudanças na ciclagem de nutrientes dos ecossistemas, podendo causar danos variáveis de acordo com as características do impacto e do próprio ecossistema (DELLITI, 1995). Tais perturbações podem levar a uma diminuição geral na eficiência dos ecossistemas em utilizar os recursos nutricionais disponíveis (DELLITI, 1995).

O conhecimento sobre os ecossistemas naturais e a ciclagem de nutrientes em florestas nativas do Brasil ainda demanda contribuições, sendo necessário o desenvolvimento de novas pesquisas, principalmente nas regiões do país que estão mais sujeitas aos distúrbios antrópicos, onde os ecossistemas primitivos encontram-se em via de desaparecimento (CALDEIRA et al., 2010).

Diante do exposto, no presente trabalho busca-se descrever o aporte de nutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em oito diferentes ambientes naturais, sendo sete deles submetidos à perturbação por fogo. Nesse sentido espera-se que existam diferenças no aporte de nutrientes em cada ambiente, por serem fisionomicamente distintos e terem sido expostos a diferentes graus de perturbação pelo fogo, desde a queima intensa da vegetação, com morte da maioria dos indivíduos, até completa ausência desse distúrbio.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (PEQRB), uma reserva particular pertencente à Fundação Abraham Kasinski, entre os municípios de Lavras e Ingaí, no sul de Minas Gerais. O PEQRB comporta um mosaico de formações vegetais que compreende desde vegetação campestre, nas áreas mais altas, até Florestas Estacionais Semidecíduais, nas áreas mais baixas, de solos mais profundos, com áreas de cerrado e candeal entre elas, além de áreas ecotonais (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAM FILHO, 1999). Com 209,7 hectares, é o maior fragmento da região (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004), fazendo divisa com propriedades que mantêm atividades principalmente pecuárias.

Localizado entre as coordenadas geográficas de 21°19'45" - 21°20'48"S e 44°58'18" - 44°59'24"W, possui padrão climático Cwb (verões brandos com estiagens de inverno) pela classificação de Köppen, sua altitude varia de 1.000 a 1.300m e a temperatura média anual situa-se em torno de 19,3°C, sendo que a de junho, mês mais frio, oscila entre 13 e 16°C e a de janeiro, considerado mês mais quente, varia entre 21 a 23°C (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004). A precipitação média anual é de 1.493 mm, sendo as chuvas mal distribuídas durante o ano e concentradas no verão (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004).

No PEQRB os solos predominantes são Neossolos Litólicos e Cambissolos Háplicos, sendo que os quartzitos e micaxistos predominam nas áreas mais altas, enquanto nas mais baixas as principais rochas são gnaisses graníticos leucocráticos (CURI et al., 1990)

2.2 Coleta de dados

Em setembro de 2011, um incêndio de grandes proporções atingiu o PEQRB vindo de áreas vizinhas pela parte campestre, passando pelas áreas de cerrado e candeal e atingindo também áreas de floresta. Assim, para avaliar o retorno de macronutrientes ao solo via serrapilheira após o fogo, foram instalados 66 coletores pelo PEQRB, distribuídos em oito diferentes ambientes. Os coletores foram confeccionados com canos de PVC, com 0,25 m² de captação (0,50 x 0,50 m), profundidade de 10 cm e fundo de tela de nylon, sustentados a 30 cm de altura do solo para evitar contaminações (CUNHA et al., 1993).

Os ambientes foram selecionados de modo a contemplar a maior heterogeneidade possível presente no local. Dos oito, sete sofreram incêndio e um não foi perturbado por esse distúrbio. Abaixo os ambientes são apresentados seguindo gradiente de cobertura florestal, em que 1 representada o ambiente com dossel mais fechado e 8, dossel mais descontínuo. Além disso, “NF” representa o ambiente sem fogo, enquanto “F” representa ambientes que sofreram incêndio. 1NF: único ambiente amostrado que não sofreu distúrbio pelo incêndio. Sua vegetação é formada por Floresta Estacional Semidecidual Montana (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012) ou Floresta Semidecídua Alto-Montana do Domínio da Floresta Atlântica (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000), onde foram alocados 14 coletores.

2F: ambiente adjacente ao 1NF, separado do mesmo por uma trilha que impediu a propagação do incêndio, sendo sua vegetação também Floresta Estacional Semidecidual Montana, onde foram alocados 5 coletores. Possui dossel com cerca de 22 metros (observação de campo). Ao atingir tal local, o incêndio já havia perdido intensidade, tendo ocorrido ali apenas fogo de superfície, sendo que, das áreas estudadas atingidas pelo fogo, foi a única em que não houve crestamento do dossel.

3F: representado por oito coletores alocados logo após o ambiente 2F, apresenta como principal diferença quanto a ele sua menor altura do dossel, que atinge cerca de 15 metros (observação de campo). Além disso, o tipo de incêndio foi diferente entre 2F e 3F, sendo que em 3F o fogo chegou com mais intensidade, tendo ocorrido crestamento do dossel. Esse fato justifica a separação de tal parte da transecção em dois sistemas distintos, pois a intensidade é um dos principais fatores de modificação da vegetação pelo fogo (COCHRANE, 2003).

4F: representada por cinco coletores alocados ao longo de um curso-d'água que passa pelo PEQRB, sua vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecídua Aluvial. Enquanto dois coletores estão bem próximos à margem, outros três se encontram ligeiramente afastados do córrego, buscando contemplar a maior heterogeneidade possível de tal ambiente.

5F: considerado uma área de transição entre a floresta e o campo, com predominância de espécies do gênero *Eremanthus* spp. (candeia). Apresenta uma fisionomia claramente florestal, com limites abruptos com o campo e transições mais graduais e imprecisas com o interior da floresta (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004), tendo sofrido também crestamento do dossel, onde foram alocadas 11 coletores.

6F: representado por 12 coletores alocados em áreas de transição entre os ambientes de floresta e campo. No PEQRB, tais ambientes de transição são muito comuns e, somando-se a heterogeneidade ambiental, tem grande riqueza de espécies por conter tanto representantes de floresta e campo (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004).

7F: área de vegetação campestre e solos rasos, situada na parte mais alta do PEQRB (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAN FILHO, 1999). Possui estrato predominantemente herbáceo-arbustivo, com presença de indivíduos arbóreos distribuídos de maneira esparsa (observação de campo), onde foram alocados 5 coletores.

8F: encosta originalmente coberta por Floresta Estacional Semidecidual Montana, foi tomada por espécies de pteridófitas do gênero *Pteridium* sp., após um deslizamento de terra, onde formou um sistema praticamente monodominante, com presença de poucos e esparsos indivíduos arbóreos (observação de campo). Foram ali alocadas seis coletores após o fogo.

De novembro de 2011 a novembro de 2013 foram realizadas mensalmente as coletas da serrapilheira depositada sobre os coletores. Após a coleta, a serrapilheira foi transferida para um saco plástico identificado, onde foi transportada até o Laboratório de Dendrologia da Universidade Federal de Lavras. Os sacos permaneceram abertos para secagem ao ar e posterior armazenamento em sacos identificados de papel Kraft, até o momento de secagem em estufa.

Para a análise do teor de macronutrientes contido na serrapilheira foliar, tal fração foi separada das demais, e as amostras mensais de cada ambiente foram unidas e homogeneizadas, formando uma amostra composta. Assim, para cada mês foram obtidas oito amostras de material foliar. Tais amostras foram embaladas em papel alumínio identificado para posterior secagem em estufa durante 48 horas, sob 70°C de temperatura. Após a secagem, as folhas foram pesadas em balança milesimal com resolução de 0,001 grama, anotando-se assim o peso seco de cada fração em cada parcela, durante os 25 meses de coleta.

Após a secagem, as amostras foram trituradas em moinho do tipo Willey e homogeneizadas, sendo posteriormente enviadas para análise química e aferição do conteúdo de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S) no Laboratório de Análise Foliar, do Departamento de Química da Universidade Federal de Lavras. Os teores de nitrogênio foram obtidos por digestão em ácido sulfúrico, com posterior destilação e titulação. Já os teores de P, K, Ca, Mg e S foram determinados por digestão com ácido nítrico e perclórico (MALAVOLTA et al., 1997).

2.3 Análises de dados

Com os resultados das análises químicas, obtidos em porcentagens ($\text{g} \cdot 100\text{g}^{-1}$), foram calculados os teores mensais de cada nutriente ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) e observadas as diferenças apresentadas entre os ambientes e dentro de cada ambiente, ao longo dos meses. Também foram calculadas as médias gerais do teor de cada nutriente nos diferentes ambientes estudados.

Com o valor do aporte mensal de folhas em cada ambiente, extrapolado para $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, foi calculado o retorno dos nutrientes via serrapilheira para o ambiente em cada mês de estudo, segundo Silvestre e Rosa (2002). Para cada ambiente, foi construído um gráfico com o retorno mensal de cada nutriente e o aporte total de folhas, permitindo comparações entre o retorno de nutrientes e a quantidade de biomassa produzida.

3 RESULTADOS

3.1 Teores de nutrientes na serrapilheira

Considerando-se os teores obtidos mensalmente para cada nutriente, observa-se que os maiores teores de nitrogênio (N) foram encontrados em novembro de 2011, apenas dois meses após o fogo, para os ambientes 2F (24,84 g.kg⁻¹) e 8F (24,25 g.kg⁻¹). Já os menores valores foram encontrados para o ambiente 7F em setembro de 2012 (9,19 g.kg⁻¹) e setembro de 2013 (9,98 g.kg⁻¹).

Para o fósforo (P), os maiores valores foram encontrados em fevereiro (1,40 g.kg⁻¹) e março (1,38 g.kg⁻¹) de 2012, no ambiente 6F. O ambiente 7F, de acordo com o material amostrado, não apresentou produção de tal nutriente via serrapilheira foliar em abril de 2012. O valor mais baixo encontrado para tal nutriente foi de 0,04 g.kg⁻¹ no ambiente 8F, em agosto de 2013.

No caso do potássio (K), os maiores valores foram encontrados no ambiente 8F, em agosto de 2012 (18,01 g.kg⁻¹) e janeiro de 2012 (12,60 g.kg⁻¹). Novamente, de acordo com o material amostrado, o ambiente 7F não obteve produção de tal nutriente via serrapilheira foliar em abril de 2012. O menor valor foi encontrado em 1NF, em novembro de 2011 (0,80 g.kg⁻¹).

Para o cálcio (Ca), os maiores valores ocorreram em março de 2013, nos ambientes 8F (10,66 g.kg⁻¹) e 7F (10,55 g.kg⁻¹). Mais uma vez, tal nutriente não foi encontrado no material analisado para o ambiente 7F em abril de 2012. O ambiente 2F obteve o menor valor encontrado (0,35 g.kg⁻¹), em novembro de 2013.

Também para o magnésio (Mg), os maiores valores foram encontrados em março de 2013 nos ambientes de 7F (3,93 g.kg⁻¹) e 8F (3,63 g.kg⁻¹), enquanto o material analisado de 7F também não produziu tal nutriente em abril de 2012

via serrapilheira foliar. O menor teor foi verificado no ambiente 8F (0,64 g.kg⁻¹), em dezembro de 2011.

Para o enxofre (S), o ambiente 8F apresentou o maior valor, em janeiro de 2012 (2,71 g.kg⁻¹), seguido por 3F em maio de 2013 (2,00 g.kg⁻¹). O material analisado para 7F novamente não produziu este nutriente em abril de 2012. O menor teor também foi encontrado no ambiente 8F (0,12 g.kg⁻¹), em novembro de 2013.

Os valores médios dos teores de nutrientes em cada ambiente, assim como seu erro-padrão, considerando-se os 25 meses de estudo, podem ser visualizados na tabela 1:

Tabela 1 Teores médios de macronutrientes, seguidos por seu respectivo erro-padrão, ao longo de 25 meses de estudo (novembro/2011 a novembro de 2013), contidos na serrapilheira foliar de oito diferentes ambientes naturais, localizados no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

	N	P	K	Ca	Mg	S
	g.kg ⁻¹					
1NF	17,51±0,33	0,59±0,04	5,11±0,37	6,90±0,37	1,74±0,06	1,36±0,09
2F	16,63±0,47	0,58±0,05	4,14±0,28	6,89±0,32	1,21±0,06	1,34±0,09
3F	17,05±0,56	0,59±0,05	4,38±0,33	7,27±0,36	1,39±0,06	1,42±0,10
4F	16,58±0,27	0,59±0,06	3,92±0,45	3,83±0,46	1,31±0,06	1,13±0,10
5F	17,23±0,48	0,64±0,04	4,27±0,31	5,70±0,32	1,45±0,07	1,25±0,10
6F	15,72±0,59	0,56±0,06	4,53±0,45	3,73±0,28	1,15±0,06	0,94±0,07
7F	15,08±0,67	0,57±0,06	4,47±0,58	5,94±0,48	1,75±0,16	1,00±0,08
8F	19,07±0,54	0,73±0,06	6,56±0,85	5,57±0,46	1,66±0,11	1,34±0,12

Assim, em média, o ambiente que produziu maiores teores de N, P e K foi 8F, com 19,07, 0,73 e 6,56 g.kg⁻¹, respectivamente. Para Ca, o maior teor foi

encontrado em 2F (7,27 g.kg⁻¹), assim como para S (1,42 g.kg⁻¹) enquanto para Mg o ambiente que mais se destacou foi 7F com 1,75 g.kg⁻¹.

O menor teor médio de N foi encontrado em 7F (15,08 g.kg⁻¹). Para P, o menor valor ocorreu em 6F (0,56 g.kg⁻¹), enquanto para K o menor valor ocorreu na 4F (3,92 g.kg⁻¹). No caso do Ca, Mg e S, encontrou-se os menores teores em 6F (3,73, 1,15 e 0,94 g.kg⁻¹, respectivamente.)

Ao analisar os ambientes separadamente, observou-se que no ambiente INF, sem ocorrência de fogo, o maior teor de nitrogênio ocorreu em dezembro de 2011 (20,07 g.kg⁻¹) e o menor, em setembro de 2013 (14,28 g.kg⁻¹). O fósforo apresentou seu maior teor em março de 2012 (1,20 g.kg⁻¹), enquanto o menor ocorreu em novembro de 2013 (0,27 g.kg⁻¹). Para o potássio, em agosto de 2012 foi encontrado maior teor (8,84 g.kg⁻¹), sendo que o menor foi em novembro de 2011 (0,80 g.kg⁻¹). Cálcio e magnésio apresentaram teores máximos em novembro de 2012 (10,45 e 2,27 g.kg⁻¹) e mínimos em novembro de 2013 (0,42 e 1,07 g.kg⁻¹, respectivamente). Para o enxofre, o maior teor ocorreu em julho de 2013 (1,83 g.kg⁻¹) e o menor em novembro do mesmo ano (0,41 g.kg⁻¹).

Em 2F, fevereiro de 2012 apresentou o maior teor de nitrogênio (21,71 g.kg⁻¹), enquanto os menores teores ocorreram em setembro de 2012 e de 2013 (13,30 g.kg⁻¹ em ambos os meses.). O fósforo atingiu seu maior teor em março de 2012 (1,30 g.kg⁻¹), enquanto os menores aconteceram em agosto e setembro de 2012 (0,32 e 0,33 g.kg⁻¹, respectivamente.). Para o potássio, o maior teor foi encontrado em julho de 2012 (7,31 g.kg⁻¹); o menor ocorreu em dezembro de 2011 (1,99 g.kg⁻¹). O cálcio atingiu seu maior teor em novembro de 2012 (8,33 g.kg⁻¹) e o menor em novembro de 2013 (0,35 g.kg⁻¹). Para o magnésio, 1,94 g.kg⁻¹ foi o maior teor registrado, em agosto de 2013, enquanto os menores ocorreram em junho, julho e agosto de 2012 (0,84, 0,87 e 0,86 g.kg⁻¹, respectivamente). Já o enxofre atingiu o maior teor em maio de 2013 (1,92 g.kg⁻¹), e o menor registrado foi em novembro do mesmo ano (0,24 g.kg⁻¹).

No ambiente 3F, o maior teor de nitrogênio também ocorreu pouco após a passagem do fogo, em novembro de 2011 (24,84 g.kg⁻¹), enquanto o menor ocorreu em setembro de 2012 (12,91 g.kg⁻¹). Para o fósforo, o maior teor foi encontrado em fevereiro de 2012 (1,17 g.kg⁻¹), enquanto setembro do mesmo ano apresentou o menor (0,29 g.kg⁻¹). Já o potássio obteve seu teor máximo em abril de 2012 (7,96 g.kg⁻¹) e o mínimo dois meses após a passagem do fogo, em dezembro de 2011 (2,00 g.kg⁻¹). Para o cálcio, o maior teor encontrado foi de 8,97 g.kg⁻¹ em setembro de 2013, enquanto o menor ocorreu dois meses depois, em novembro (0,58 g.kg⁻¹). O magnésio apresentou padrão parecido, com o maior teor ocorrendo em outubro de 2013 (1,96 g.kg⁻¹) e o menor no mês seguinte, novembro (0,73 g.kg⁻¹). O enxofre se destacou com maior teor em maio de 2013 (2,00 g.kg⁻¹) e menor em outubro do mesmo ano (0,41 g.kg⁻¹).

Em 4F, o maior teor de nitrogênio também foi obtido no segundo mês após o incêndio (novembro de 2011), que chegou a 19,17 g.kg⁻¹. Os menores valores ocorreram no mês de outubro de 2012 (14,67 g.kg⁻¹) e outubro de 2013 (14,23 g.kg⁻¹). Para o fósforo, o maior teor ocorreu em abril de 2012 (1,35 g.kg⁻¹), enquanto o menor foi obtido em março de 2013 (0,31 g.kg⁻¹). O potássio atingiu seu maior teor em setembro de 2012 (11,38 g.kg⁻¹) e menor em dezembro de 2011 (1,39 g.kg⁻¹), três meses após o fogo. O maior teor de cálcio ocorreu em outubro de 2013 (8,43 g.kg⁻¹) enquanto em fevereiro de 2012 foi encontrado o menor teor (1,17 g.kg⁻¹). No caso do magnésio, junho de 2013 apresentou maior teor (1,92 g.kg⁻¹) e fevereiro de 2012 o menor (0,78 g.kg⁻¹). Para o enxofre, junho de 2013 obteve o maior teor encontrado (0,20 g.kg⁻¹), enquanto o menor ocorreu nos meses de outubro e novembro de 2013 (0,02 g.kg⁻¹).

No ambiente 5F, o nitrogênio também atingiu seu teor máximo em novembro de 2011 (23,08 g.kg⁻¹), sendo que o mínimo foi em agosto de 2012 (13,50 g.kg⁻¹). Para o fósforo, o maior teor ocorreu em janeiro de 2012 (1,83

g.kg⁻¹), enquanto o menor foi encontrado em novembro de 2013 (0,34 g.kg⁻¹). O potássio atingiu o maior teor em julho de 2012 (7,01 g.kg⁻¹) e o menor em dezembro de 2011 (1,78 g.kg⁻¹), como ocorreu em outros ambientes. No caso do cálcio, setembro de 2013 apresentou o maior teor (7,95 g.kg⁻¹), sendo que o menor ocorreu em novembro de 2013 (0,63 g.kg⁻¹). Para o magnésio, o maior teor foi encontrado em maio de 2013 (2,12 g.kg⁻¹) e o menor, em novembro do mesmo ano (0,75 g.kg⁻¹). O maior teor de enxofre ocorreu em julho de 2012 (1,18 g.kg⁻¹) e os menores, em setembro e outubro de 2013 (0,12 g.kg⁻¹ em ambos os meses).

Em 6F, o maior teor de nitrogênio foi encontrado em janeiro de 2012 (23,08 g.kg⁻¹) e o menor, em setembro de 2013 (11,74 g.kg⁻¹). Para o fósforo, o teor de 1,40 g.kg⁻¹ foi o maior encontrado, em fevereiro de 2012, enquanto o menor ocorreu em setembro de 2012 (0,26 g.kg⁻¹). O potássio atingiu seu maior valor em agosto de 2012 (8,69 g.kg⁻¹), enquanto o menor foi em janeiro do mesmo ano (1,58 g.kg⁻¹). O maior teor de cálcio foi encontrado em novembro de 2013 (9,52 g.kg⁻¹) e o menor, em fevereiro de 2012 (1,87 g.kg⁻¹). Para o magnésio, agosto de 2013 atingiu o maior valor com 1,95 g.kg⁻¹ e o menor em fevereiro de 2012 (0,66 g.kg⁻¹). Por fim, o maior teor de enxofre ocorreu em julho de 2013 (1,72 g.kg⁻¹) enquanto o menor, em agosto de 2013 (0,12 g.kg⁻¹).

No ambiente 7F, o maior teor de nitrogênio foi encontrado em maio de 2012 (21,91 g.kg⁻¹), enquanto o menor foi em setembro do mesmo ano (9,19 g.kg⁻¹). Para todos os demais nutrientes, não houve produção via serrapilheira foliar em abril de 2012 no material analisado. Para o fósforo, o maior teor aconteceu em fevereiro de 2012 (1,24 g.kg⁻¹), para o potássio, em agosto de 2012 (11,95 g.kg⁻¹), para o cálcio e o magnésio, março de 2013 (10,55 e 3,93 g.kg⁻¹, respectivamente) e para o enxofre, janeiro de 2012 (1,73 g.kg⁻¹).

Para o ambiente 8F, o maior teor de nitrogênio também foi encontrado logo após o fogo, ou seja, em novembro de 2011 (24,25 g.kg⁻¹), enquanto o

menor teor foi encontrado em setembro de 2012 (13,69 g.kg⁻¹). Para o fósforo, o maior teor encontrado foi em junho de 2013 (1,08 g.kg⁻¹) e o menor apenas dois meses depois, em agosto de 2013 (0,04 g.kg⁻¹). Já para o potássio, o maior teor foi registrado em agosto de 2012 (18,01 g.kg⁻¹), enquanto o menor ocorreu em fevereiro de 2012 (0,86 g.kg⁻¹). Tanto para cálcio e magnésio, os maiores teores foram encontrados em março de 2013 (10,66 e 3,63 g.kg⁻¹, respectivamente) e os menores dois meses após o fogo, em dezembro de 2011 (2,17 e 0,64 g.kg⁻¹, respectivamente). No caso do enxofre, o maior teor ocorreu em janeiro de 2012 (2,71 g.kg⁻¹) e os menores em outubro e novembro de 2013 (0,12 g.kg⁻¹).

3.2 Retorno de nutrientes via serrapilheira foliar

O retorno de nutrientes para o ambiente via serrapilheira foliar é altamente dependente da biomassa de material foliar na serrapilheira. Assim, analisando-se os retornos mensais, o ambiente 1NF apresentou o maior retorno para a maioria dos nutrientes analisados em outubro de 2012 (N: 20,86 kg.ha⁻¹; Ca: 11,91kg.ha⁻¹; Mg: 2,54 kg.ha⁻¹; S: 1,99 kg.ha⁻¹), sendo que para o potássio, o maior valor ocorreu um mês antes, em setembro de 2012 (8,66 kg.ha⁻¹). Apenas para o fósforo, os maiores retornos ocorreram no ambiente 4F, em fevereiro e março de 2012 (0,64 e 0,73 kg.ha⁻¹, respectivamente). Quanto aos valores mínimos, o menor retorno de nitrogênio ocorreu em 7F, em abril de 2012 (0,04 kg.ha⁻¹). Nesse mesmo mês, não houve retorno dos demais nutrientes neste ambiente de acordo com o material analisado, sendo que para o fósforo também não houve retorno em 7F nos meses de janeiro, julho, agosto e setembro de 2012 e em agosto de 2013 no ambiente 8F.

Os valores anuais de retorno de cada nutriente em cada ambiente podem ser observados na tabela 2:

Tabela 2 Retorno anual de macronutrientes, contidos na serrapilheira foliar de oito diferentes ambientes naturais, localizados no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG)

	N	P	K	Ca	Mg	S	Total
	kg.ha.ano ⁻¹						
1NF	90,31	2,65	27,78	38,35	8,86	6,48	174,44
2F	74,44	2,42	19,96	31,74	5,67	5,75	139,99
3F	88,41	2,86	23,64	40,54	7,66	7,01	170,13
4F	68,90	2,55	15,12	16,49	5,35	4,31	112,73
5F	74,19	2,65	17,49	24,42	5,90	4,91	129,56
6F	44,88	1,50	11,23	11,26	3,27	2,51	74,65
7F	5,56	0,24	1,89	2,44	0,66	0,33	11,12
8F	21,31	0,81	7,55	6,20	1,94	1,58	39,40

Percebe-se que, para todos os nutrientes, o menor retorno ocorreu no ambiente 7F. Para N, K e Mg, os maiores retornos anuais ocorreram no ambiente 1NF (90,31, 27,78 e 8,86 kg.ha.ano⁻¹, respectivamente). Para P, Ca e S, o maior retorno ocorreu em 3F, com a produção de 2,65, 40,54 e 7,01 kg.ha.ano⁻¹, respectivamente.

Analisando cada ambiente individualmente, no ambiente 1NF os maiores retornos de N, Ca, Mg e S aconteceram em outubro de 2012 (20,86; 11,91, 2,53 e 1,99 kg.ha⁻¹). Para N e P, os menores retornos ocorreram em abril de 2012 (2,30 e 0,07 kg.ha⁻¹), enquanto o maior retorno de P ocorreu em outubro de 2012 e 2013 (0,50 kg.ha⁻¹). Para Ca, o menor retorno ocorreu em novembro de 2013 (0,38 kg.ha⁻¹) e para Mg e S, em fevereiro de 2012 (0,25 e 0,17 kg.ha⁻¹). No caso de K, o maior retorno ocorreu em setembro de 2012 (8,66 kg.ha⁻¹) e o menor em novembro de 2011 (0,39 kg.ha⁻¹). A figura 1 demonstra os retornos mensais dos nutrientes neste ambiente:

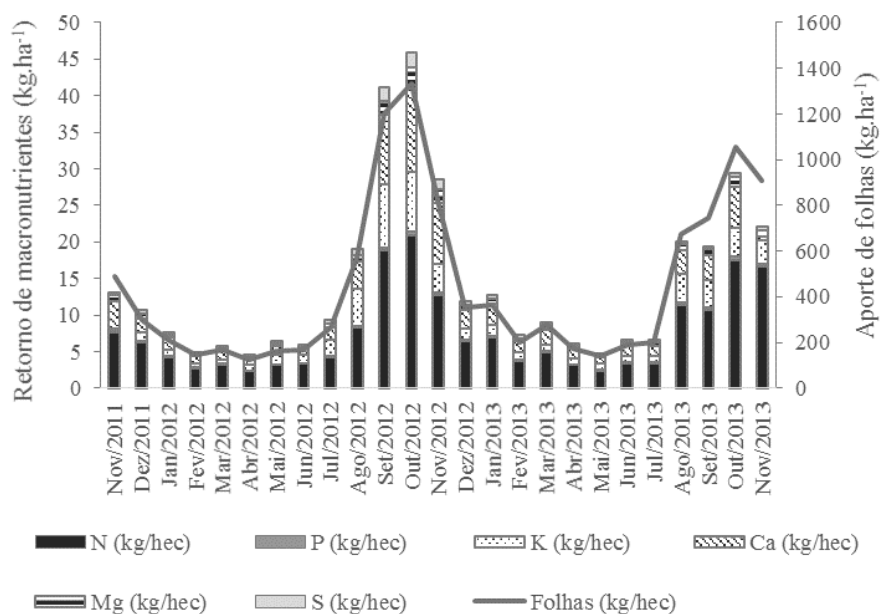


Figura 1 Retorno mensal de macronutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em um ambiente florestal sem impacto por fogo (INF), em Lavras (MG)

Percebe-se a tendência de o retorno de nutrientes acompanha o aporte de folhas na serrapilheira, sendo que os maiores valores acontecem em setembro e outubro de 2012. Em 2013, o pico de ambas as variáveis acontece novamente em outubro, porém apresentando valores menores que em 2012. Em ambos os anos, os menores valores ficam entre fevereiro e julho.

No ambiente 2F, o maior retorno de N ocorreu em setembro de 2012 (13,24 kg.ha⁻¹) e o menor, em maio de 2013 (1,88 kg.ha⁻¹). Para P, o maior retorno foi observado em setembro de 2013 (0,39 kg.ha⁻¹), sendo que o menor ocorreu em maio do mesmo ano (0,05 kg.ha⁻¹). Assim como para N, para K, Ca e S, os maiores retornos foram observados em setembro de 2012 (5,92, 8,12 e

1,56 kg.ha⁻¹, respectivamente), sendo que para K e S, os menores ocorreram em fevereiro de 2012 (0,46 e 0,18 kg.ha⁻¹) e para Ca, em novembro de 2013 (0,27 kg.ha⁻¹). O maior retorno de Mg foi observado em agosto de 2013 (1,11 kg.ha⁻¹) e o menor, em maio do mesmo ano (0,14 kg.ha⁻¹). O retorno de tais nutrientes em cada mês de estudo pode ser visualizado na figura 2:

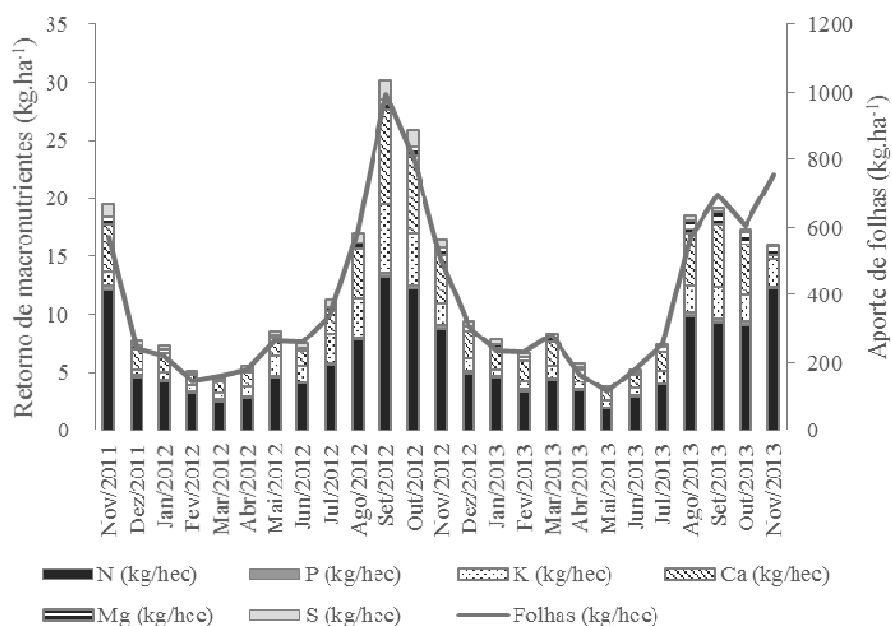


Figura 2 Retorno mensal de macronutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em um ambiente florestal impactado por fogo (2F), em Lavras (MG)

Nesse ambiente, de maneira geral, o retorno de nutrientes acompanha a proporção do aporte de folhas, que tem seus maiores valores em setembro e outubro de 2012. Os menores valores são observados, em ambos os anos, entre dezembro e julho.

Para o ambiente 3F, os maiores retornos de N e S ocorreram em outubro de 2012 (14,25 e 1,75 kg.ha⁻¹) e os menores em abril de 2012 (2,02 e 0,18 kg.ha⁻¹). Também em abril de 2012 foram verificados os menores retornos de P (0,06 kg.ha⁻¹) e Mg (0,17 kg.ha⁻¹), sendo que para ambos os nutrientes, os maiores retornos ocorreram em agosto de 2013, com 0,56 kg.ha⁻¹ de P e 1,61 kg.ha⁻¹ de Mg. Em setembro de 2012 ocorreram os maiores retornos de K (5,14 kg.ha⁻¹) e Ca (9,48 kg.ha⁻¹), sendo que para K o menor retorno ocorreu em fevereiro de 2013 (0,46 kg.ha⁻¹) e para Ca, em novembro de 2013 (0,40 kg.ha⁻¹). Na figura 3 é possível visualizar o retorno mensal dos nutrientes:

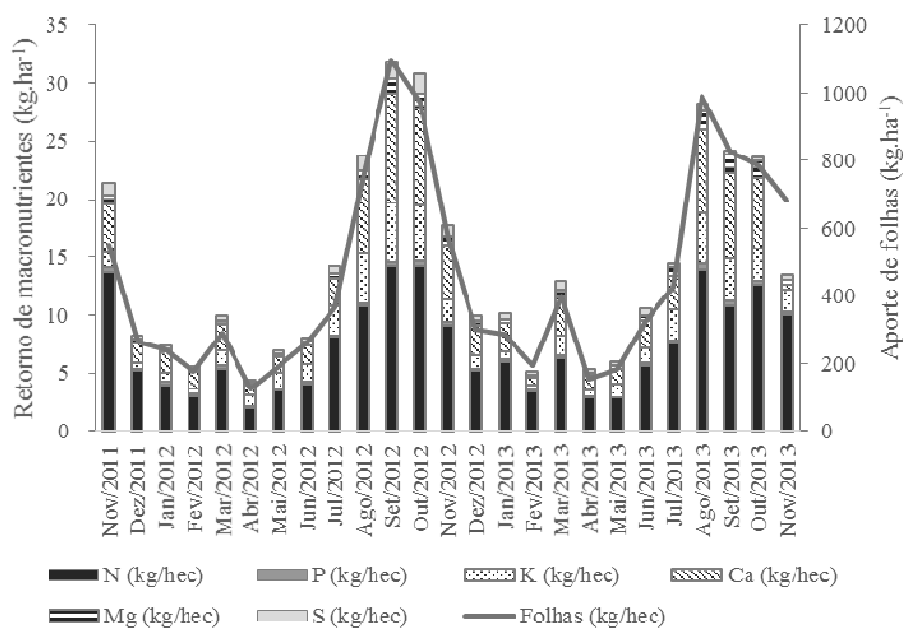


Figura 3 Retorno mensal de macronutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em um ambiente florestal impactado por fogo (3F), em Lavras (MG)

Como no ambiente 2F, o retorno de nutrientes mostrou tendência à sincronia com o aporte de folhas. Fevereiro e abril de ambos os anos apresentam os menores valores encontrados tanto para o aporte de folhas quanto para o retorno dos nutrientes.

No ambiente 4F, o maior retorno de nitrogênio se deu em outubro de 2012, sendo a sua produção de $9,48 \text{ kg.ha}^{-1}$. É interessante notar que o maior teor de tal nutriente ocorreu em novembro de 2011, mas como o aporte de folhas foi maior em outubro de 2012, o retorno acaba sendo maior nesse período pelo volume de material produzido e não apenas o teor do nutriente contido ali. O menor retorno ocorreu em maio de 2013 ($1,99 \text{ kg.ha}^{-1}$). No caso do fósforo, o maior retorno ocorreu em março de 2012 ($0,73 \text{ kg.ha}^{-1}$), enquanto o menor foi registrado em maio de 2013 ($0,05 \text{ kg.ha}^{-1}$). Para o potássio, o maior valor ocorreu em setembro de 2012 ($5,20 \text{ kg.ha}^{-1}$) e o menor, em dezembro de 2011 ($0,41 \text{ kg.ha}^{-1}$). Em novembro de 2013 foi registrado o maior retorno de cálcio neste ambiente ($4,43 \text{ kg.ha}^{-1}$), sendo que o menor ocorreu em julho de 2012 ($0,32 \text{ kg.ha}^{-1}$). Para o magnésio, o maior valor registrado foi o de $0,94 \text{ kg.ha}^{-1}$ em outubro de 2012 e o menor, $0,21 \text{ kg.ha}^{-1}$ em maio de 2013. O enxofre apresentou retorno máximo em setembro de 2012 ($0,68 \text{ kg.ha}^{-1}$) e mínimo em outubro de 2013 ($0,05 \text{ kg.ha}^{-1}$). Os valores dos retornos mensais de nutrientes em tal ambiente, assim como o aporte de folhas, podem ser visualizados na figura 4:

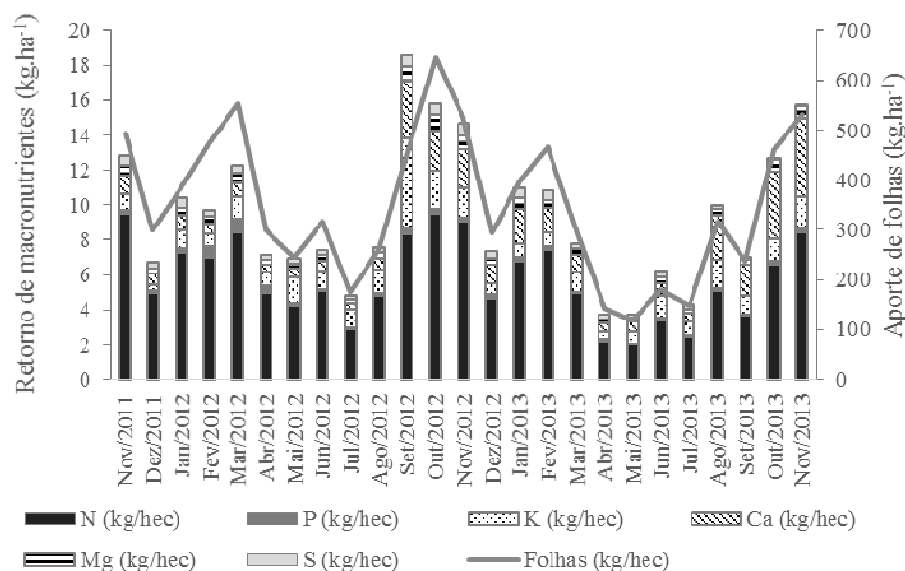


Figura 4 Retorno mensal de macronutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em um ambiente florestal aluvial impactado por fogo (4F), em Lavras (MG)

Observa-se que, de maneira geral, houve maior retorno de nutrientes em setembro de 2012, mesmo este não sendo o mês de maior aporte de folhas, que aconteceu um mês depois. Isso mostra que o grande retorno de nutrientes em setembro foi, em parte, devido ao alto teor dos mesmos no material. Os meses de abril a julho, em ambos os anos, tiveram os menores retornos de nutrientes, assim como baixo aporte de folhas.

No ambiente 5F, os maiores retornos de N, P, Mg e S ocorreram em novembro de 2011 (16,38; 0,57; 1,24 e 1,15 kg.ha⁻¹, respectivamente.). Para N, o menor retorno ocorreu em maio de 2013 (2,44 kg.ha⁻¹), para P em abril de 2012 e maio de 2013 (0,08 kg.ha⁻¹), para Mg em julho de 2012 (0,23 kg.ha⁻¹) e para S, em setembro de 2013 (0,06 kg.ha⁻¹). Em outubro de 2012 houve o maior retorno de K (4,18 kg.ha⁻¹), sendo que o menor foi em janeiro do mesmo ano (0,49

kg.ha⁻¹). No caso de Ca, o maior retorno ocorreu em outubro de 2013 (4,96 kg.ha⁻¹) e o menor, em novembro do mesmo ano (0,38 kg.ha⁻¹). O retorno mensal para tais nutrientes pode ser visualizado na figura 5:

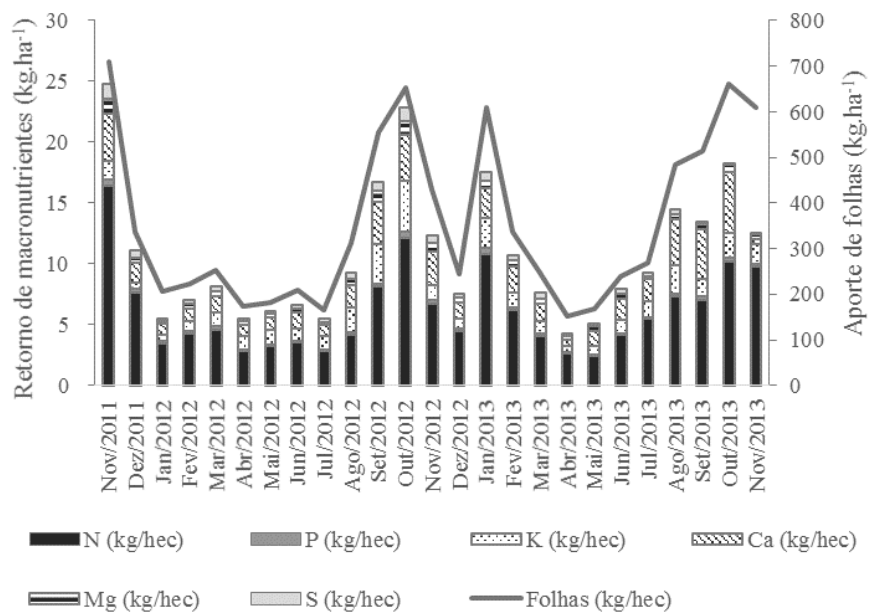


Figura 5 Retorno mensal de macronutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em um ambiente florestal impactado por fogo (5F), em Lavras (MG)

Neste ambiente, o maior retorno, assim como a maior produção de folhas, aconteceu em novembro de 2011, logo após o incêndio. Nos meses seguintes, os valores diminuem bastante, aumentando novamente em setembro de 2012, diminuindo em dezembro e novamente subindo em janeiro. De fevereiro a julho de 2013 os valores permanecem baixos, com tendência a aumentarem a partir de agosto.

No ambiente 6F, o maior retorno de N também aconteceu em novembro de 2011 (8,74 kg.ha⁻¹), enquanto o menor foi em maio de 2013 (1,31 kg.ha⁻¹). Para P, março de 2012 apresentou o maior retorno (0,35 kg.ha⁻¹) e maio de 2013, o menor (0,03 kg.ha⁻¹). No caso do K, o maior retorno ocorreu em outubro de 2012 (2,26 kg.ha⁻¹) e o menor, em dezembro de 2011 (0,25 kg.ha⁻¹). Ca e Mg tiveram o maior retorno em novembro de 2013 (3,83 e 0,56 kg.ha⁻¹, respectivamente) e o menor, em abril de 2012 (0,21 e 0,09 kg.ha⁻¹). Para o S, novembro de 2011 apresentou o maior retorno (0,49 kg.ha⁻¹) e agosto de 2013, o menor (0,03 kg.ha⁻¹). O retorno mensal dos nutrientes pode ser visualizado na figura 6:

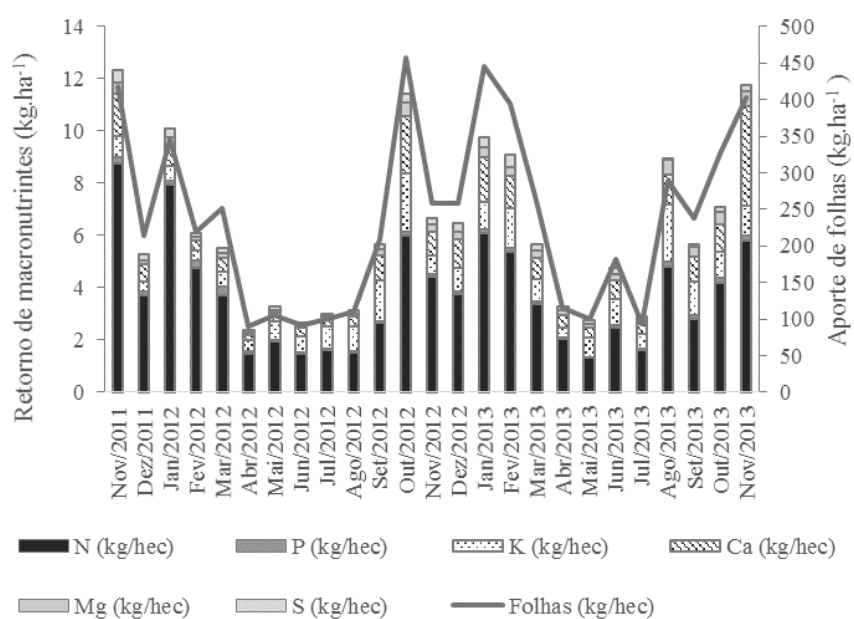


Figura 6 Retorno mensal de macronutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em um ambiente ecotonal impactado por fogo (6F), em Lavras (MG)

Neste ambiente, o maior retorno de nutrientes aconteceu dois meses após o incêndio, em novembro de 2011. Observa-se também grande retorno em outubro de 2012 e novembro de 2013, meses com alto aporte de folhas. Apesar de o aporte de folhas também ter sido alto em janeiro e fevereiro de 2013, o retorno de nutrientes não foi tão alto como nos meses citados anteriormente. Entre abril e agosto de 2012, tanto o aporte de folhas como o retorno de nutrientes foi baixo. Em 2013, tal padrão acontece apenas em abril, maio e julho.

No ambiente 7F, o maior retorno de N ocorreu em novembro de 2013 ($1,54 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e o menor, em abril de 2012 ($0,04 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Neste mês (abril), N foi o único nutriente que apresentou retorno para o solo via serrapilheira foliar no material analisado, ou seja, não houve contribuição dos outros nutrientes em abril de 2012. Para P e Mg, os maiores valores ocorreram em outubro de 2013 ($0,07$ e $0,18 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente). Para K, o maior retorno ocorreu em agosto de 2013 ($0,53 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), para Ca, em novembro de 2013 ($0,83 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e para S, em fevereiro de 2013 ($0,10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Suas distribuições podem ser visualizadas na figura 7:

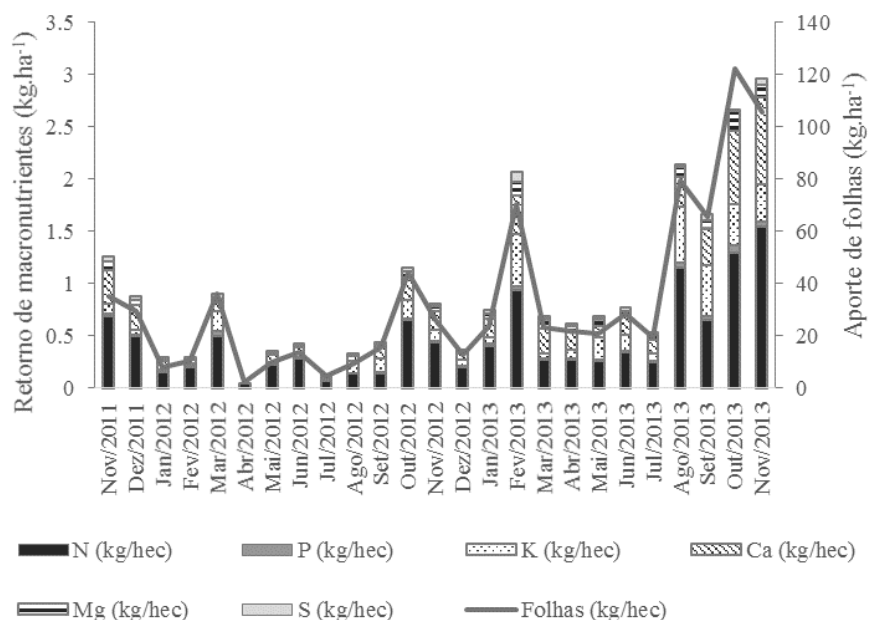


Figura 7 Retorno mensal de macronutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em um ambiente campestre impactado por fogo (7F), em Lavras (MG)

O retorno de nutrientes, assim como o aporte de folhas, permaneceu baixo em todo o primeiro ano após o fogo. No segundo ano, observa-se um pico em fevereiro (2013), sendo que de março a julho os valores apresentados são menores. A partir de agosto, valores maiores são novamente observados, alcançando o maior aporte de folhas em outubro e o maior retorno de nutrientes um mês depois, em novembro de 2013.

No ambiente 8F, o maior retorno de N aconteceu em novembro de 2011 ($3,76 \text{ kg.ha}^{-1}$) e o menor, em abril de 2012 ($0,40 \text{ kg.ha}^{-1}$). Para P, o maior retorno foi observado em janeiro de 2012 ($0,16 \text{ kg.ha}^{-1}$), enquanto no mês de agosto de 2013 o valor produzido foi muito baixo, alcançando menos de $0,01 \text{ kg.ha}^{-1}$. Para

K, o valor máximo foi verificado em janeiro de 2012 (2,36 kg.ha⁻¹); o menor ocorreu um mês depois, em fevereiro de 2012 (0,02 kg.ha⁻¹). Novamente, Ca e Mg tiveram seus valores máximos em março de 2013 (1,49 e 0,51 kg.ha⁻¹, respectivamente) e mínimos em abril de 2012 (0,06 e 0,02 kg.ha⁻¹). Para S, o maior retorno ocorreu em janeiro de 2012 (0,51 kg.ha⁻¹) e o menor, em novembro de 2013 (0,01 kg.ha⁻¹). O retorno mensal dos nutrientes neste ambiente pode ser visualizado na figura 8:

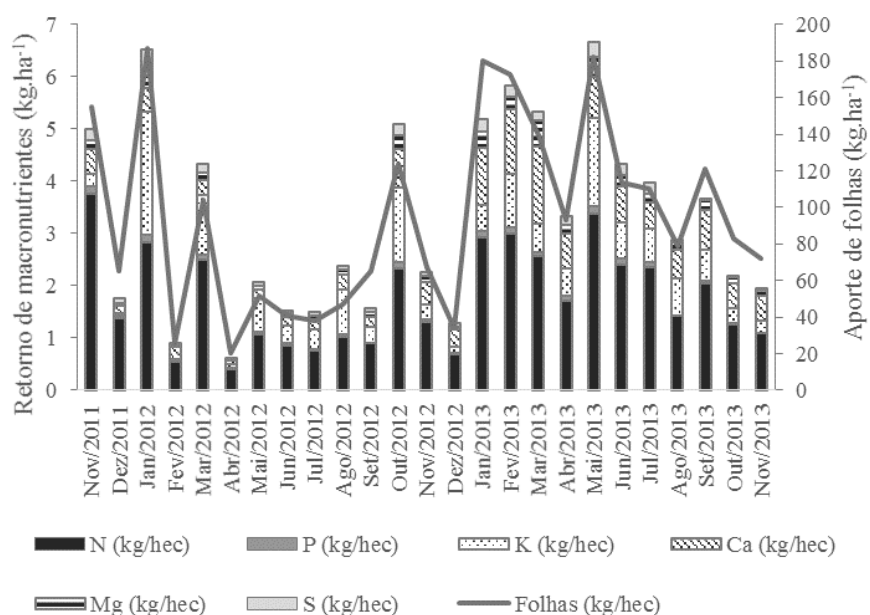


Figura 8 Retorno mensal de macronutrientes provenientes da serrapilheira foliar ao longo de 25 meses de estudo, em um ambiente predominantemente não florestal impactado por fogo (8F), em Lavras (MG)

Pelo gráfico percebe-se que os maiores retornos de nutrientes aconteceram em janeiro de 2012 e maio de 2013, meses em que o aporte de

folhas também foi alto. Os menores valores são observados em fevereiro e abril de 2012.

4 DISCUSSÃO

4.1 Teor de nutrientes

Os teores da maioria dos nutrientes encontrados no presente estudo se mantiveram próximos do esperado segundo o padrão proposto por Sarruge e Haag (1974) para matéria seca vegetal. Para nitrogênio, é proposto de 10 a 50 g.kg^{-1} , sendo que para o presente estudo tais valores variaram entre 24,84 g.kg^{-1} (encontrado no ambiente 3F, em novembro de 2011) a 9,19 g.kg^{-1} (obtido em 7F, em setembro de 2012), ou seja, próximo do esperado. Porém, uma grande variação nos teores de nitrogênio tem sido observada na literatura. Valores ainda mais baixos do que os do presente estudo foram encontrados por Corte et al. (2014), para folhas de um plantio de *Eucalyptus grandis* W. Hill, que apresentaram teor de nitrogênio de 8,96 g.kg^{-1} ; Silva et al. (2009), trabalhando em uma área de transição Amazônia-Cerrado, no norte do Mato Grosso, encontraram teor de 6,3 g.kg^{-1} para serrapilheira foliar de *Protium sagotianum* Marchland, uma das espécies mais abundantes do local. Valor ainda mais baixo foi encontrado por Pinto e Marques (2003), analisando a serrapilheira foliar de *Ilex theezans* Mart. em área em estado inicial de regeneração de Floresta Ombrófila Densa, no Paraná, com teor de 5,56 g.kg^{-1} .

Por outro lado, os maiores teores encontrados no presente estudo também ficaram acima do comumente visto na literatura. Dias et al. (2002), analisando a serrapilheira foliar de uma Floresta Estacional Semidecidual também no município de Lavras, MG, encontraram teores que variaram de 13,0 g.kg^{-1} , em novembro de 1991, a cerca de 17 g.kg^{-1} , em outubro de 1992. Corte et al. (2014) encontraram teor de 15,73 g.kg^{-1} em uma floresta secundária em Santa Maria (RS), enquanto Longhi et al. (2011) e colaboradores encontraram teores que variaram de 10,65 g.kg^{-1} em uma floresta secundária de encosta a 13,47 g.kg^{-1} em florestas de locais úmidas, também no Rio Grande do Sul. Teores mais

próximos aos encontrados neste estudo foram encontrados por Godinho (2011), em uma Floresta Estacional Semidecidual Submontana, no Espírito Santo ($20,3 \text{ g.kg}^{-1}$), Toledo, Pereira e Menezes (2002), em uma Floresta Secundária tardia, no RJ ($19,5 \text{ g.kg}^{-1}$; enquanto para uma Floresta Secundária inicial o teor encontrado no mesmo estudo foi de $13,3 \text{ g.kg}^{-1}$) e Vital et al. (2004), em uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária (SP), com teor de 24 g.kg^{-1} , o que mais se aproximou dos valores máximos aqui encontrados. Percebe-se que uma grande variação é esperada ao se analisar diferentes ambientes, ou mesmo ambientes em diferentes fases de regeneração, como é o caso do presente trabalho. Apesar de todos os ambientes terem sido afetados pelo distúrbio na mesma época, observou-se que a intensidade não foi a mesma em todos eles, verificada pelo crestamento do dossel, que não ocorreu em todos. No caso do ambiente 8F a maioria dos indivíduos que ali existiam antes do fogo eram pteridófitas, que morreram após o incêndio, abrindo caminho para a sucessão secundária. O extremo oposto pode ser observado no ambiente INF, ambiente com ausência de distúrbio, ou mesmo 2F, que sofreu apenas fogo de superfície. Cochrane (2003) aponta a intensidade como sendo um dos principais fatores de modificação da vegetação pelo fogo, corroborando os resultados aqui encontrados.

Além da variação entre os ambientes, no presente trabalho encontrou-se também grande variação ao longo do tempo, dentro do mesmo ambiente. Resultado semelhante foi encontrado também por Vital et al. (2004), em cujo estudo os teores de nitrogênio variaram de $24,0 \text{ g.kg}^{-1}$, em agosto de 2001 a $17,50 \text{ g.kg}^{-1}$, apenas um mês depois, em setembro de 2001. Segundo o autor, tal diferença é considerada pequena para o nutriente analisado. No presente estudo, a maior variação temporal no teor de nitrogênio aconteceu no ambiente campestre 7F, cujo maior teor foi encontrado em maio de 2012 ($21,91 \text{ g.kg}^{-1}$) e o menor em setembro do mesmo ano ($9,19 \text{ g.kg}^{-1}$), gerando uma diferença de

12,72 g.kg⁻¹. Tal diferença pode ter acontecido pelos processos de regeneração do ambiente após o fogo, considerando possíveis modificações ocorridas na vegetação entre maio e setembro, como a possível recolonização por novos indivíduos.

Porém, trabalhos que associem os teores de nutrientes encontrados na biomassa de florestas nativas com ocorrência de fogo ainda são escassos. Cianciaruso et al. (2012) analisaram o conteúdo de nutrientes da biomassa foliar de 49 espécies arbóreas encontradas em área de cerrado no Parque Nacional das Emas (GO) e encontraram teores de nitrogênio que variaram de 8,22 g.kg⁻¹ para *Myrcia guianensis* (Aubl.) DC., em áreas de baixa frequência de queimadas, até 36,47 g.kg⁻¹ para *Eugenia aurata* O. Berg, também em áreas cuja frequência de queimadas é baixa, mostrando que o teor de tal nutriente pode variar muito entre espécies, sendo que nesse caso, características intrínsecas das espécies foram mais importantes que a frequência do fogo na diferenciação do teor de nitrogênio.

Na maioria dos ambientes estudados, os maiores teores de nitrogênio foram encontrados entre o segundo mês após o fogo (novembro de 2011) e o quinto (fevereiro de 2012), sendo que apenas o ambiente 7F apresentou seu maior teor um pouco mais tarde, em maio de 2012. Dos oito ambientes, quatro apresentaram seus maiores teores em novembro de 2011. Segundo Grogan, Bruns e Chapin (2000), o fogo resulta em um grande pulso de NH⁴⁺ (amônio) e NO³⁻ (nitrato) no solo, fontes preferenciais pelas quais as plantas absorvem N (WILLIAMS; MILLER, 2001). Os autores relatam que tal composto é rapidamente deplecionado do solo pelo seu aporte pelas plantas e microrganismos; assim sendo, é possível que o grande teor de nitrogênio na serrapilheira após o fogo seja decorrente da grande absorção de tal nutriente logo após a queimada. A diferença encontrada entre os ambientes decorre do fato de o conteúdo dos nutrientes ser altamente dependente da composição de espécies da

vegetação queimada, tanto quanto das características do incêndio (RAISON, 1979)

Para o fósforo, os valores encontrados variaram de 0,04 g.kg⁻¹ no ambiente 8F. Em agosto de 2013 até 1,40 g.kg⁻¹ no ambiente 6F, em fevereiro de 2012. Enquanto o valor mais alto encontra-se na faixa proposta por Sarruge e Haag (1974), o valor mínimo encontra-se muito abaixo, considerando que os autores propõem de 1,0 a 15,0 g.kg⁻¹, sendo mais comum valores entre 1,0 e 3,0 g.kg⁻¹. Valores mais baixos do que o proposto também foram encontrados por Terror, Sousa e Kozovits (2011), em floresta paludosa de altitude (Ouro Preto, MG), onde o teor de P encontrado foi de cerca de 0,616 g.kg⁻¹; Toledo, Pereira e Menezes (2002), com teores variando entre 0,40 e 0,60 g.kg⁻¹ ao longo do ano em floresta secundária inicial e tardia; Corte et al. (2014), com valores de 0,69 g.kg⁻¹ para mata nativa em Santa Maria (RS) e 0,43 para folhas de *E. grandis*; Longhi et al. (2011), que encontraram teor de 0,54 g.kg⁻¹ para Floresta Ombrófila típica e 0,75 g.kg⁻¹ para florestas de locais úmidos e Pinto e Marques (2003), com o menor teor dentre a literatura consultada, 0,24 g.kg⁻¹ para biomassa foliar de *Ternstroemia brasiliensis* em uma floresta em estágio intermediário de regeneração. Porém, o teor aqui encontrado de 0,04 g.kg⁻¹ é ainda muito menor do que os relatados na literatura.

Assim como no caso no nitrogênio, é relatado um aumento da disponibilidade de fósforo no solo logo após o fogo (GIMENO-GARCÍA; ANDREU; RUBIO, 2000), o que justificaria seu maior valor ser encontrado apenas quatro meses após o fogo (fevereiro de 2012), e que pode demonstrar, assim como para o nitrogênio, uma grande absorção pelas plantas em um primeiro momento após o fogo. Porém, alterações químicas no solo e sua perda por erosão após o fogo podem aumentar as perdas de fósforo em um momento seguinte (SAÁ; TRASAR-CEPEDA; CARBALLAS, 1994; SOTO et al., 1991). Além disso, o calor excessivo do solo durante um incêndio pode desnaturar

enzimas fosfatases produzidas por microrganismos e que formam fosfato solúvel (disponível para as plantas) (BERTON et al., 1997), deixando tais enzimas inativas e assim modificando a dinâmica e ciclagem de fósforo no solo (SAÁ; TRASAR-CEPEDA; CARBALLAS, 1998). Esta pode ser uma das razões para o valor tão baixo encontrado no presente trabalho.

O potássio também apresentou valor mínimo mais baixo do que o proposto por Sarruge e Haag (1974), que citam uma variação de 2,0 a 110,0 g.kg⁻¹, enquanto no presente trabalho os teores variaram de 0,80 g.kg⁻¹ (1NF, novembro de 2011) a 18,01 g.kg⁻¹ (8F, agosto de 2012), sendo que, apesar do baixo valor mínimo, o ambiente 1NF atinge até 8,84 g.kg⁻¹ em agosto de 2012. Grande variação temporal também foi encontrada em outra Floresta Estacional Semidecidual Montana também em Lavras, MG (DIAS et al., 2002), que apresentou teor de 20,0 g.kg⁻¹ em novembro de 1991, caindo para valores menores que 1,0 g.kg⁻¹ em meses seguintes. Os autores atribuíram o maior valor encontrado à menor precipitação ocorrida naquele ano, que segundo os mesmos, diminuiu sua lixiviação, permitindo uma alta absorção e saturação do nutriente pela planta, acarretando sua menor translocação. O valor mais alto encontrado no presente estudo ocorre em agosto, durante o período seco, podendo corroborar os autores citados.

Corte et al. (2014) também encontraram valores mais baixos do que o proposto, sendo relatado o teor de 1,43 g.kg⁻¹ em mata nativa e 0,95 g.kg⁻¹ em folhas de *E. grandis*. Pinto e Marques (2003) também encontraram valor mais baixo para folhas de *Ilex theezans* em floresta em estágio inicial de regeneração (0,99 g.kg⁻¹). Em contrapartida, a maioria dos trabalhos também não apresenta valores maiores ao máximo aqui encontrado (GODINHO, 2011; LONGHI et al., 2011; TOLEDO; PEREIRA; MENEZES, 2002; VITAL et al., 2004; VOGEL et al., 2013). Silva e colaboradores, porém, encontraram 27,3 g.kg⁻¹ em folhas de *Thyrsodium* sp., 9,3 g.kg⁻¹ a mais do que o maior valor aqui obtido.

No caso do cálcio, os valores obtidos encontram-se dentro da faixa proposta, que varia de 0,2 a 50,0 g.kg⁻¹, sendo que no presente estudo, o teor mais baixo foi encontrado em novembro de 2013 no ambiente 2F (0,35 g.kg⁻¹) e o maior em março do mesmo ano em 8F. (10,66 g.kg⁻¹). Vários estudos relatam o cálcio como sendo o macronutriente mais presente na serrapilheira (GODINHO, 2011; SILVA; GONGALVES; REIS, 2013; VOGEL et al., 2013), devido à sua baixa mobilidade nas plantas (MALAVOLTA et al., 1997). Assim, quase todo o cálcio, dada a sua pouca mobilidade no vegetal, retorna ao solo em grande quantidade com a queda das folhas, galhos e frutos (ATTIWILL, 1979 apud BORÉM; RAMOS, 2002). Boeger, Wisniewski e Reissmann (2005) relatam que esse nutriente se acumula nos resíduos orgânicos em decomposição, tanto em função da sua baixa mobilidade como também devido à formação de cristais de oxalato de cálcio nos tecidos foliares. Porém, tal padrão não foi verificado no presente estudo, onde o nitrogênio apresentou os maiores teores encontrados, mesmo no ambiente sem ocorrência de incêndio (INF). Dias et al. (2002) encontraram resultado semelhante também em Lavras, MG (com teores variando de 3,0 a 6,0 g.kg⁻¹ ao longo do ano em Floresta Estacional Semidecidual Montana), o que mostra que os baixos teores de cálcio podem não estar diretamente relacionados ao fogo, mas às condições do solo ou da vegetação.

O magnésio também permaneceu dentro dos limites propostos (0,2 a 25,0 g.kg⁻¹), sendo o valor mínimo encontrado no ambiente 8F (0,64 g.kg⁻¹, em dezembro de 2011) e máximo no ambiente 7F (3,93 g.kg⁻¹, em março de 2013). Diferentemente do cálcio, o magnésio possui maior mobilidade dentro da planta, sendo assim translocado de folhas mais velhas para as mais jovens (FAQUIN, 2005), o que justifica seus menores valores no material decíduo. Enquanto o valor máximo encontrado situa-se próximo a outros trabalhos, o valor mínimo permanece menor (CORTE et al., 2014; TOLEDO; PEREIRA; MENEZES,

2002; VOGEL et al., 2013), porém, próximo ao encontrado na Floresta Estacional Semidecidual estudada por Dias et al. (2002) no município de Lavras, onde os teores ficaram em torno de $1,0 \text{ g.kg}^{-1}$.

Para o enxofre, é proposta uma variação de $1,0$ a $15,0 \text{ g.kg}^{-1}$ (SARRUGE; HAAG, 1974). No presente trabalho, o menor valor encontrado ficou muito abaixo do proposto, sendo de apenas $0,12 \text{ g.kg}^{-1}$ em novembro de 2013 no ambiente 8F, enquanto o maior foi de $2,71 \text{ g.kg}^{-1}$ no mesmo ambiente, em janeiro de 2012. Como para outros nutrientes, outros estudos também encontraram valores mais baixos que o proposto (CORTE, 2014; LONGHI, 2011), porém não tão baixos quanto o aqui obtido. A maior parte do enxofre encontrado no solo está ligada à matéria orgânica (LOPES, 1998). O ambiente 8F encontra-se em estado de sucessão pós-fogo, com a substituição de plantas de ciclo anual, no primeiro ano após o distúrbio, para pteridófitas no início do segundo, sendo gradualmente substituídas por pequenos bambus, que fornecem pouca matéria orgânica ao solo, podendo ser uma das razões para o baixo valor de enxofre encontrado em tal período. De maneira análoga, o teor mais alto foi encontrado pouco após o fogo, quando o ambiente estava sendo rapidamente colonizado e plantas anteriormente presentes estavam morrendo, o que forneceria grande aporte de matéria orgânica ao solo.

4.2 Retorno de nutrientes ao solo

De maneira geral, os retornos de nutrientes encontrados no presente estudo foram menores do que os relatados na literatura (CUNHA et al., 1993; GODINHO, 2011; LONGHI et al., 2011; TOLEDO et al., 2002; VITAL et al., 2004; VOGEL et al., 2013). No caso do nitrogênio, o maior valor aqui encontrado, $90,31 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$ para o ambiente 1NF, assemelha-se àquele encontrado por Longhi et al. (2011), que relatam retorno de $108,21 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$

em uma floresta secundária de encosta, inserida no bioma das Florestas Ombrófilas Mistas, no RS. Em seu estudo, Longhi et al. (2011) analisaram o retorno de tal nutriente na biomassa total de serrapilheira e não apenas na fração foliar. Estudos que analisaram especificamente a fração foliar mostram valores que variaram de 277,64 kg.ha.ano⁻¹ (VOGEL et al., 2013) a 40,7 kg.ha.ano⁻¹ (TOLEDO; PEREIRA; MENEZES, 2002), mostrando grande amplitude no retorno de tal nutriente. No presente estudo, dois ambientes apresentaram valores ainda mais baixos: 8F, com 21,31 kg.ha.ano⁻¹ e 7F, com 5,56 kg.ha.ano⁻¹. Tais valores podem ser justificados principalmente pelo baixo aporte de serrapilheira foliar em tais ambientes, que apresentam fitofisionomia semiaberta, com árvores espaçadas e pouca biomassa por unidade de área, em relação às fitofisionomias florestais (ALHO, 1992).

Também observou-se grande variação do retorno de nutrientes ao longo do ano, dentro do mesmo ambiente. Isso decorre tanto da sazonalidade na deposição de folhas, com períodos de decíduidade concentrada, quanto da alteração dos teores dos nutrientes, que pode ser causada por modificações ambientais (DIAS et al., 2002). Em seu estudo, Vogel et al. (2013) encontraram retornos de nitrogênio que variaram de 277,64 kg.ha.ano⁻¹, em áreas de interior florestal, na estação de primavera, até 64,21 kg.ha.ano⁻¹, em áreas de borda, no verão, o que corrobora o citado acima. Godinho (2011), analisando a fração folhas e miscelâneas em uma Floresta Estacional Semidecidual Submontana, encontrou grande variação anual, com o maior retorno em outubro de 2010 (23,92 kg.ha⁻¹) e o menor em julho do mesmo ano (3,81 kg.ha⁻¹), diferença que o autor atribui principalmente às diferenças no aporte de folhas ao longo do ano. Padrão parecido foi encontrado por Vital et al. (2004), analisando o retorno de nitrogênio na biomassa total de serrapilheira em uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária, onde os retornos variaram de 36,67 kg.ha.ano⁻¹, em agosto de 2001, a 5,21 kg.ha.ano⁻¹, em junho de 2001.

Para o fósforo, o maior retorno anual foi encontrado no ambiente 3F, (2,86 kg.ha.ano⁻¹), enquanto o menor aconteceu no ambiente 7F (0,24 kg.ha.ano⁻¹). Ambos os valores encontram-se abaixo do encontrado na literatura (CUNHA et al., 1993; GODINHO, 2011; LONGHI et al., 2011; TOLEDO et al., 2002; VITAL et al., 2004; VOGEL et al., 2013), sendo que o valor mais próximo encontrado foi obtido por Terror, Sousa e Kozovits (2011), que corresponde a 1,98 kg.ha.ano⁻¹, valor que os autores atribuíram ao baixo aporte de folhas no local de estudo (floresta paludosa de altitude, em Ouro Preto, MG). No caso do ambiente 7F, o valor muito baixo pode ser atribuído tanto aos baixos valores de aporte de folhas quanto aos baixos teores de nutrientes, que combinados geraram retorno de nutrientes muito abaixo do citado na literatura. Já para Floresta Baixa, percebe-se que, apesar de o aporte de folhas ser semelhante à dos trabalhos acima citados, o teor de fósforo é menor, como citado anteriormente, o que fez com que o retorno final do nutriente fosse também menor.

No caso do potássio, os valores também variaram bastante entre os ambientes, com o retorno máximo anual em 1NF (27,78 kg.ha.ano⁻¹) e mínimo novamente no ambiente 7F (1,89 kg.ha.ano⁻¹). O valor encontrado para o ambiente 1NF é intermediário ao comumente encontrado na literatura, com valores desde 67,4 kg.ha.ano⁻¹ (TOLEDO et al., 2002), para uma floresta secundária tardia no Rio de Janeiro, a 9,49 kg.ha.ano⁻¹ (VOGEL et al., 2013) para uma floresta paludosa de altitude (Ouro Preto, MG). Valor próximo ao máximo encontrado foi obtido por Cunha et al. (1993), em uma Floresta Estacional Decidual, no Rio Grande do Sul, que apresentou retorno de 27,24 kg.ha.ano⁻¹.

Para o cálcio, observou-se a variação de 40,54 kg.ha.ano⁻¹ no ambiente 1NF até 2,44 kg.ha.ano⁻¹ em 7F, sendo ambos os valores baixos comparados a outros trabalhos (CUNHA et al., 1993; GODINHO, 2011; LONGHI et al., 2011; TOLEDO et al., 2002; VITAL et al., 2004; VOGEL et al., 2013). Para tal

nutriente, os baixos retornos devem-se principalmente aos baixos teores encontrados para o nutriente, assim como para o fósforo.

No caso do magnésio, a ampla variação de valores também acontece devido, principalmente, ao ambiente 7F, que para todos os nutrientes apresentou retorno muito baixo (neste caso, $0,66 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$), sendo que o retorno mais alto aconteceu no ambiente 1NF, com $8,86 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$. Assim como para o cálcio, mesmo os maiores retornos estão ainda abaixo comparados a outros trabalhos, tendo como motivo principal o baixo teor do nutriente. O valor mais próximo ao aqui registrado foi encontrado por Vogel et al. (2013) em área de borda florestal, com retorno de $12,51 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$.

Já para o enxofre, os valores aqui obtidos foram mais próximos aos dos trabalhos mencionados, sendo que o maior retorno ($7,01 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$, no ambiente 3F) foi inclusive maior do que encontrado por Vogel et al. (2013) em ambiente de borda, que apresentou retorno de $4,41 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$. De todos os nutrientes analisados, este é o que possui menor número de trabalhos com informações sobre seu retorno via serrapilheira. Além do trabalho acima citado, destacam-se as contribuições de Godinho (2011), que encontrou valor de $12,49 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$, com variação anual de $2,27 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$ em outubro de 2010 a $0,32 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$ em julho do mesmo ano e Longhi et al. (2011), com retornos de $9,52 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$ para floresta secundária de encosta, $12,03 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$ para Floresta Ombrófila Típica e $9,02 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$ para floresta de locais úmidos. O ambiente 7F manteve o padrão, com retorno muito baixo ($0,33 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$), devido tanto aos baixos teores do nutriente quanto ao baixo aporte de folhas.

4 CONCLUSÃO

Os teores de nutrientes apresentaram variações de acordo com a época do ano e o ambiente analisado. Enquanto em ambientes de fisionomia mais aberta o retorno de nutrientes foi baixo devido principalmente à baixa produção de serrapilheira foliar, em outros o principal fator foi o baixo teor de nutrientes do material foliar analisado, como no caso do fósforo, que apresentou valores baixos mesmo em ambientes com maior aporte de serrapilheira, existindo também a combinação de ambos os fatores, como no ambiente campestre 7F. Isso mostra que o aporte de nutrientes varia de acordo com as características da vegetação, como a quantidade de serrapilheira produzida, sendo que o distúrbio pode ter tido influência tanto para valores altos para alguns nutrientes, como o nitrogênio nos primeiros meses após o fogo, quanto baixos para outros, como o fósforo, de acordo com as características de cada nutriente analisado.

REFERÊNCIAS

ALHO, C. J. R. **A teia da vida**: uma introdução à ecologia brasileira. Rio de Janeiro: Objetiva, 1992. 160 p.

BERTON, R. S.; PRATT, P. F.; FRANKENBERGER, W. T. Phosphorus availability in soils amended with organic materials, estimated by three chemical methods and two enzyme activities. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 21, n. 4, p. 617-624, 1997.

BOEGER, M. R. T.; WISNIEWSKI, C.; REISSMANN, C. B. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa no sul do Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, n.1, p. 167-181, 2005.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 42-59, 2002.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Ciclagem de nutrientes, via deposição e acúmulo de serapilheira, em ecossistemas florestais. In: CHICHORRO, J. F. et al. **Tópicos em ciências florestais**. Visconde do Rio Branco: Suprema, 2010. cap. 2, p. 57-82.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, p. 53-68, 2008.

CIANCIARUSO, M. V. et al. The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: Moving from species to individuals. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 14, p. 205-216, 2012.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, London, v. 421, p. 913-919, 2003.

CORTE, A. C. D. et al. Avaliação da fauna edáfica associada à serapilheira em três formações florestais, no município de Santa Maria, Rio Grande do Sul. **Ambiência**, Guarapuava, v. 10, n. 1, p. 159-170, 2014.

CUNHA NETO, T. A. C. et al. Deposição de serrapilheira e mesofauna edáfica em áreas de eucalipto e floresta secundária. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 8, n. 1, p. 70-75, 2001.

CUNHA, G. C. et al. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 1, p. 35-64, 1993.

CURI, N. et al. Geomorfologia, física, química e mineralogia dos principais solos da região de Lavras (MG). **Ciência e Prática**, Lavras, v. 14, n. 2, p. 297-307, 1990.

DELLITI, W. B. C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1995. v. 1, p. 469-486.

DIAS, H. C. T. D. et al. Variação temporal de nutrientes na serrapilheira de um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, MG. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 1-16, 2002.

GIMENO-GARCÍA, E.; ANDREU, V.; RUBIO, J. L. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 51, p. 201-210, 2000.

GODINHO, T. O. **Quantificação de biomassa e de nutrientes na serapilheira em um trecho de floresta estacional Semidecidual submontana, Cachoeira do Itapemirim, ES.** 2011. 114 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2011.

GOLLEY, F. B. et al. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de Floresta Tropical Úmida.** São Paulo: EPU/Universidade de São Paulo, 1978. 256 p.

GROGAN, P.; BRUNS, T. D.; CHAPIN, F. S. Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. **Oecologia**, Berlin, v. 122, p. 537–544, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro, 2012. (Série Manuais Técnicos em Geociências).

LONGHI, R. V. et al. Produção de serapilheira e retorno de macronutrientes em três grupos florísticos de uma Floresta Ombrófila Mista, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 699-710, 2011.

LOPES, A. S. **Manual internacional de fertilidade do solo.** Piracicaba: Potafós, 1998. p. 79-85.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 405-412, 1999.

MORELLATO, L. P. C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forest. Litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 8, p. 205-215, 1992.

PINTO, C. B.; MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, Curitiba, v. 33, n. 3, p. 257-264, 2003.

POGGIANI, F. Alterações do ciclos biogeoquímicos em florestas. **Revista do Instituto Federal**, São Paulo, v. 4, p. 734-739, 1992.

RAISON, R. J. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. **Plant and Soil**, The Hague, v. 51, p. 73-108, 1979.

RICKLEFS, R. E. Energia no ecossistema. In: RICKLEFS, R. E. **A Economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

SAÁ, A. et al. Forms of phosphorus in sediments eroded from burnt soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 23, p. 739-746, 1994.

SAÁ, A.; TRASAR-CEPEDA, M. C.; CARBALLAS, T. soil p status and phosphomonoesterase activity of recently burnt and unburnt soil following laboratory incubation. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 30, n. 3, p. 419-428, 1998.

SARRUGE, J. L.; HAAG, H. P. **Análises químicas em plantas**. Piracicaba. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1974. 56 p.

SOTO, B. et al. Alterations in surface runoff due to forest fires. In: SALA, M.; RUBIO, J. L. (Ed.). **Abstracts of the international conference on soil erosion and degradation as a consequence of forest fires**. Barcelona: European Society for Soil Conservation, 1991. p. 29.

SILVA, A. G.; GONGALVES, M. A. M.; REIS, E. F. Decomposição e teor de nutrientes da serapilheira foliar em um fragmento de Floresta Atlântica no sul do

estado do Espírito Santo. **Ecologia e Nutrição Florestal**, Santa Maria, v. 1, n. 3, p. 63-71, 2013.

SILVA, C. J. et al. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, Porto Alegre, v. 39, n. 3, p. 591-600, 2009.

SILVA, R. F. et al. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em latossolo da região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 697-704, 2006.

SILVESTRE, L. S.; ROSA, M. M. T. **Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica**. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetation concepts and terms. **Ecology**, Durham, v. 16, n. 3, p. 284-307, 1935.

TERROR, V. L.; SOUSA, H. C.; KOZOVITS, A. R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 25, n. 1, p. 113-121, 2011.

TOLEDO, L. O.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, C. E. G. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 2, p. 9-16, 2002.

VITAL, A. R. T. et al. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD JÚNIOR, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 137-167, 1986.

VOGEL, H. L. M. et al. Efeito de borda no estoque de serapilheira e nutrientes em um fragmento de floresta nativa no Bioma Pampa-RS. **Ecologia e Nutrição Florestal**, Santa Maria, v. 1, n. 1, p. 46-54, 2013.

WILLIAMS, L. E.; MILLER, A. J. Transporters responsible for the uptake and partitioning of nitrogenous solutes. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 52, p. 659-688, 2001.