

**Projeto Prevenção, Controle e Monitoramento de Queimadas Irregulares e Incêndios
Florestais no Cerrado**

**Estudo Experimental Sobre Efeitos do Fogo
em Populações de Sempre-Vivas
no Parque Nacional das Sempre-Vivas: 2ª Fase**

CONTRATO AMBERO/BIOMÉTRICA VN 472-147-15

PRODUTO 3

CONTRATO AMBERO/BIOMÉTRICA VN 472-147-15

**PRODUTO 3:
RELATÓRIO FINAL**

Consultor:

Lúcio Cadaval Bedê / Biométrica Análise Ambiental

Agosto 2016

1. INTRODUÇÃO

1.1. Apresentação

Este documento refere-se ao Produto 3 do contrato AMBERO/BIOMÉTRICA # VN 472-147-15, pertinente ao relatório final consolidado previsto nos respectivos Termos de Referência (PN:11.9035.4-001.00) para a finalização do “Estudo Experimental Sobre Efeitos do Fogo em Populações de Sempre-Vivas no Parque Nacional das Sempre-Vivas”, iniciado em 2014.

O estudo experimental desenvolvido é um dos elementos pertinentes ao projeto de cooperação intitulado “Prevenção, controle e monitoramento de queimadas irregulares e incêndios florestais no Cerrado”, desenvolvido por meio de parceria estabelecida entre o Ministério do Meio Ambiente (MMA), o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama/Prevfogo), o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), a Secretaria do Meio Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável do Tocantins (Semades), o Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins), a Caixa Econômica Federal (Caixa), a Cooperação Alemã para o Desenvolvimento Sustentável, por meio da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH e a Cooperação Financeira Alemã, por meio da Kreditanstalt für Wiederaufbau Desenvolvimento (KfW), no âmbito da Iniciativa Internacional de Proteção ao Clima (IKI) do Ministério de Meio Ambiente, Proteção à Natureza e Segurança Nuclear da Alemanha (BMU).

1.2 - Sempre-vivas, extrativismo, conservação e manejo

Segundo Sano et al. (2013) a família Eriocaulaceae compreende cerca de 1.200 espécies, tendo na América do Sul e particularmente no Brasil a maior concentração de espécies (metade das espécies da família, 89% das quais são endêmicas). O centro de diversidade desta família botânica localiza-se na Cadeia do Espinhaco, em Minas Gerais e na Bahia, onde ocorrem predominantemente em campos rupestres. As inflorescências de Eriocaulaceae são também conhecidas como sempre-vivas, pelo fato de que seus escapos e inflorescências, após serem coletados e desidratados, mantêm a forma e coloração inalteradas, como se tais estruturas estivessem vivas (Giulietti *et al.*, 1996). Sob esta denominação enquadram-se ainda espécies de monocotiledôneas das famílias Poaceae, Xyridaceae, Cyperaceae e Rapateaceae, com ampla distribuição no Brasil e expressivo número de espécies.

O extrativismo de inflorescências de sempre-vivas é particularmente importante para o sustento de grande número de famílias do Alto Jequitinhonha-MG, destacando-se como um importante centro de comercialização o município de Diamantina (Giulietti *et al.*, 1988; Instituto Terra Brasilis, 1999). Entre as espécies de Eriocaulaceae ocorrentes em Minas Gerais, destacam-se como de interesse para o extrativismo aquelas pertencentes ao gênero *Comanthera*, como *C. magnifica*, *C. suberosa*, *C. brasiliana*, *C. bisulcata*, *C. elegans*, *C. elegantula*, *C. dealbata*, *C. nitens*, *C. aciphilla* e *C. vernonioides*, e aquelas do gênero *Syngonanthus*, particularmente *S. nitens*, mas ainda *S. laricifolius*, *S. niger*, *S. widgrenianus* e *S. itambeensis* (Giulietti et al., 1988; Instituto Terra Brasilis, 1999; Parra et al., 2010).

A intensa exploração extrativista é considerada um dos principais fatores relacionados ao declínio populacional de várias espécies, fator que se soma às pressões, também intensas, decorrentes de atividades agrícolas, pecuária e minerárias (Sano et al., 2013). Por exemplo, a espécie de maior destaque para o extrativismo de sempre-vivas na região é *Comanthera elegans*, popularmente conhecida como ‘pé-de-ouro’. As inflorescências de *C. elegans*, com capítulos vistosos e longos escapos, alcançam preços atrativos no comércio regional e

internacional - há registro da exportação de quantidades expressivas de inflorescências de *C. elegans*, de até 40.000 kg por ano (Giulietti & al., 1988, 1996). Esta espécie consta atualmente no 'Livro vermelho da flora do Brasil' como espécie Ameaçada (Martinelli & Moraes, 2013) e na 'Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção' (Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente Nº 6, de 23 de setembro de 2008), embora apresente subpopulações densas e relativamente extensas, havendo registros de desaparecimento de subpopulações em algumas regiões (Martinelli & Moraes, 2013).

O manejo extrativista das sempre-vivas consiste, basicamente, na queima dos campos como forma de estimular a floração e na coleta de inflorescências (Instituto Terra Brasilis, 1999; Bedê 2006; Bedê et al., 2013). O manejo visa, assim, maximizar o retorno econômico a partir da manipulação do esforço reprodutivo das plantas-alvo, o que traz às questões referentes aos efeitos do manejo sobre a história de vida das plantas uma importância central nas discussões sobre as perspectivas de conservação e uso sustentável das sempre-vivas.

Por exemplo, numa revisão da literatura científica referente à ação do fogo sobre sete espécies de Eriocaulaceae do Cerrado, Neves et al. (2011) encontraram efeitos como aumento do número de indivíduos reprodutivos, do número de inflorescências por indivíduo e de sementes por capítulo; estímulo ao recrutamento via sementes ou brotamentos; e impactos negativos sobre o crescimento e sobrevivência de indivíduos em idade reprodutiva. Os autores encontraram como efeito provável de queimadas frequentes o declínio de populações através da exaustão de bancos de sementes, aumento da mortalidade - principalmente de plântulas - e estímulo à reprodução e morte precoce em espécies monocárpicas. Por outro lado, a exclusão de queimadas por longos períodos pode levar as populações ao envelhecimento e ao declínio devido à redução no recrutamento e aumento da mortalidade, pelo aumento da vegetação competitiva.

Embora tenham sido realizados estudos detalhados sobre a ecologia, conservação e manejo de algumas espécies de Eriocaulaceae nos últimos anos (Figueira, 1998; Miranda, 2002; Ramos et al, 2005; Bedê, 2006; Schmidt et al., 2007; Cerqueira et al., 2008; Coelho et al., 2006, 2008; Oriani et al., 2009; Gütschow-Bento et al., 2010; Schmidt & Ticktin, 2012; Fichino et al 2012; de Oliveira et al., 2013, 2014; Neves et al., 2014;), e apesar da relevância social, econômica e ambiental das sempre-vivas na região em foco, ainda remanescem importantes lacunas de conhecimento com relação à sua ecologia, bem como com relação aos demais efeitos ambientais decorrentes do manejo (e.g. sobre comunidades vegetais e ecossistemas a que as sempre-vivas se associam), dificultando o estabelecimento de diretrizes voltadas à sua conservação, uso sustentável e governança (Bedê et al., 2013).

Estes subsídios são também fundamentais para o apoio à gestão e manejo de áreas protegidas na região da Serra do Espinhaço que, por abrigarem relevantes remanescentes de complexos rupestres de altitude e importantes populações de espécies de sempre-vivas, frequentemente tem no manejo extrativista um importante fator de pressão sobre a sua conservação.

Nesse contexto, a realização de estudos experimentais é de grande importância na busca de subsídios para a conservação e manejo das sempre-vivas e seus ecossistemas. No caso específico da região da Serra do Espinhaço, esta busca pode ser enriquecida através da colaboração entre os sistemas de conhecimento científico e tradicional, por meio da efetiva participação de coletores de sempre-vivas, detentores de grande conhecimento acerca do manejo de diversas espécies de Eriocaulaceae.

1.3. Monitorando efeitos do manejo em comunidades vegetais campestres através de abordagens simplificadas para categorização funcional

Outro importante subsídio à gestão de áreas protegidas com vistas à temática das sempre-vivas consiste no desenvolvimento e aplicação de protocolos simplificados de monitoramento para os efeitos do manejo sobre as comunidades vegetais às quais estas se associam. Aliando fundamentação técnico-científica, praticidade e baixo custo, tais abordagens podem facilitar o entendimento de questões chave para a condução de um manejo adaptativo, por exemplo com vistas à conservação da biodiversidade e/ou redução de conflitos decorrentes de pressões de uso da terra em áreas de entorno.

O agrupamento funcional é um conceito utilizado em estudos de comunidades biológicas, na exploração das relações entre a estrutura dessas comunidades e o funcionamento dos ecossistemas. Segundo Díaz et al. (1998), em comunidades vegetais, conjuntos de atributos consistentemente associados a certas condições ambientais resultam da filtragem exercida por fatores como as condições climáticas, regimes de perturbação e interações bióticas. Estes filtros, em última instância, determinam quais componentes de um conjunto de espécies são mantidos nas comunidades de plantas em um dado local.

Esses conjuntos de atributos podem ser tipificados e as espécies a eles pertinentes agrupadas de acordo com a forma como respondem ao ambiente e/ou quanto aos efeitos que provocam sobre processos ecossistêmicos (Lavorel & Garnier, 2002). Esses agrupamentos funcionais são, portanto, mais baseados na similaridade de atributos do que nas relações filogenéticas entre espécies. A classificação desses grupos não segue uma tipificação universal e é feita com base nos objetivos do estudo, na escala (e.g. local a regional / global) e no processo ecossistêmico ou fator ambiental de interesse.

Díaz & Cabido (2001) reconhecem dois tipos de agrupamento funcional em plantas: os de resposta funcional e os de efeito funcional. O grupo de resposta funcional consiste de espécies que respondem de forma similar ao ambiente abiótico, como a disponibilidade de recursos, condições climáticas, regimes de perturbação. Por exemplo, grupos de espécies xerofíticas e mesofíticas, espécies tolerantes e não tolerantes ao fogo, à seca e à herbivoria. Já o grupo de efeito funcional é composto por plantas que provocam efeitos similares nos processos ecossistêmicos dominantes, como produtividade primária, ciclagem de nutrientes e transferências tróficas. Como exemplos temos plantas fixadoras de nitrogênio, espécies engenheiras de ecossistemas, espécies promotoras de incêndios.

Dentro de um mesmo grupo de efeito funcional, espécies com diferentes requerimentos e tolerâncias (ou seja, pertinentes a diferentes grupos de resposta funcional) contribuem para a redundância de funções ecossistêmicas essenciais, dessa forma fortalecendo, no longo prazo, a resiliência do ecossistema frente a mudanças de fatores ambientais, como regimes de perturbação, clima e patógenos (Díaz & Cabido, 2001).

Estudos utilizando agrupamento funcional tem sido utilizados para avaliar e monitorar as respostas de comunidades de plantas frente a diferentes fatores, como gradientes ambientais (Breshears & Barnes, 1999; Cousins & Lindborg, 2004); processos sucessionais (Johansson et al., 2011), regimes de perturbação (Lavorel & Cramer, 1999) – por exemplo, relacionados a mudanças climáticas (Woodward & Cramer, 1996) ou a determinadas práticas de uso da terra, como o uso do fogo (Bond & Keeley, 2005; Lloret & Vilà, 2003; Pausas, 1999; Pausas et al., 2004), pastoreio (Cousins & Lindborg, 2004; Dupré & Diekmann, 2001), fertilização (Suding et al., 2005; Garnier et al., 2007), espécies invasoras (Funk et al., 2008) etc.

1.4. Objetivos

O objetivo central do estudo experimental sobre os efeitos do fogo em populações de espécies de Eriocaulaceae selecionadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) é o de subsidiar o manejo do fogo no PNSV com vistas à conservação das sempre-vivas.

Para o alcance deste objetivo central, foram considerados os seguintes objetivos secundários:

- Avaliar os efeitos do fogo sobre dinâmicas populacionais destas espécies, incluindo a interação entre os efeitos da queima dos campos e da coleta de inflorescências, conforme práticas tradicionais de manejo exercidas na região;
- Ampliar o conhecimento sobre a biologia e ecologia populacional de espécies selecionadas;
- Estimar o efeito das práticas tradicionais de manejo de campos sobre a diversidade funcional de comunidades associadas às sempre-vivas, por meio da proposição de protocolo de monitoramento.

2 - ASPECTOS METODOLÓGICOS DO ESTUDO EXPERIMENTAL

As espécies de Eriocaulaceae estudadas foram *Comanthera ruprechtiana* e *C. elegans*, que constam entre as espécies de maior valor comercial no âmbito do extrativismo realizado na região do Espinhaço meridional e entre as mais visadas pelo manejo extrativista na área de inserção do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV).

Os tratamentos do estudo experimental incidiram sobre populações silvestres destas espécies, entre as estações de floração de 2015 e 2016, e foram realizados em pequena escala: foram utilizadas 24 parcelas de 15 m² para *C. ruprechtiana* e 24 parcelas de 2,5m² para *C. elegans*.

De forma a melhor prover subsídios ao manejo integrado do fogo (MIF) no PNSV, os tratamentos realizados consistiram de combinações de intervenções de coleta de inflorescências e queima dos campos. Os episódios de queima foram sintonizados com a abordagem de MIF em desenvolvimento pela gestão do PNSV, de forma que foram exercidas as queimas precoce (início da época seca, entre junho e julho) e tardia (ao final da época seca, entre setembro e outubro). As parcelas destinadas à queima foram queimadas sob supervisão de guardas-parque nos períodos planejados, com a supervisão de analistas e da brigada de incêndio do PNSV.

Para cada espécie, na área de ocorrência da população-alvo, foram aleatoriamente dispostos e demarcados quatro blocos, cada um contendo seis parcelas, sobre as quais incidiram, em disposição aleatória, combinações dos referidos tratamentos. Foram estas:

- Coleta + Queima precoce: CFP;
- Coleta + Queima tardia: CFT;
- Coleta, sem queima: CO;
- Sem coleta, com queima precoce: OFP;
- Sem coleta, com queima tardia: OFT;
- Controle: OO.

Para o conjunto das duas espécies selecionadas foram, portanto, demarcados 8 blocos e 48 parcelas, conforme ilustrado abaixo no Quadro 1:

Quadro 1. Relação de tratamentos e número de parcelas correspondentes.

Tratamentos	N. de parcelas		
	<i>C. ruprechtiana</i>	<i>C. elegans</i>	total geral
CFP	4	4	8
CFT	4	4	8
CO	4	4	8
OFP	4	4	8
OFT	4	4	8
OO	4	4	8
Total de parcelas	24	24	48
Total de ind. marcados	840	840	1680

Em cada parcela buscou-se selecionar, aleatoriamente, ao menos 35 indivíduos com altura superior a 1 cm. Estes foram individualmente marcados com plaquetas de alumínio numeradas, atadas a hastes de arame galvanizado.

No período de floração de cada espécie, foram mensuradas cinco variáveis biométricas de cada planta marcada, para a caracterização do porte do indivíduo e do empenho reprodutivo. São estas:

Porte do indivíduo:

- ALTROS - Altura da maior roseta (mm);
- NROS - Número de rosetas na touceira;

Empenho reprodutivo:

- NINF - Número total de inflorescências na touceira;
- ALTI – Altura máxima das inflorescências da touceira;
- NBOT – Número de botões na touceira.

Para o restante dos indivíduos presentes em cada parcela foram feitas medidas de densidade populacional (indivíduos/m²), distinguindo-se os indivíduos de uma única roseta e até 2 cm de altura como recrutas. Estas estimativas foram obtidas sobrepondo-se, a cada parcela, uma grade delimitando 10 sub-parcelas de 0,25 m². Os indivíduos presentes foram contados em conjuntos de 5 a 10 sub-parcelas, tomadas aleatoriamente, com auxílio de um contador mecânico. Dados de mortalidade foram obtidos pela contagem de plantas marcadas encontradas mortas ao final do experimento.

Foram também obtidos, por meio de estimativa visual, dados sobre a densidade da cobertura vegetal nas parcelas do experimento para caracterização segundo sua composição em categorias funcionais. Foram consideradas as seguintes categorias:

- Cobertura de plantas herbáceas clonais de arquitetura em roseta, excluindo-se as *Eriocaulaceae*;
- Cobertura de *Eriocaulaceae*, excluindo-se *Comanthera* spp;
- Cobertura de herbáceas graminóides e de folhas largas;
- Cobertura de plantas lenhosas;
- Cobertura de solo exposto.

A densidade da cobertura herbácea em cada parcela foi obtida utilizando-se como apoio uma segunda grade, contendo 25 células de 0,1 m² (5 linhas x 5 colunas), sobreposta às subparcelas de 0,25 m². As estimativas de cobertura foram obtidas contando-se o número de células da grade tomadas pela cobertura herbácea em cinco subparcelas de 0,25 m², aleatoriamente selecionadas, excluindo-se desta medida as espécies alvo. Foram tomadas amostras em 30 % da área total das parcelas na população de *C. ruprechtiana* e 50 % da área total das parcelas na população de *C. elegans*.

As inflorescências produzidas em cada uma das parcelas foram colhidas e posteriormente secas e pesadas. Amostras de plantas das duas espécies foram colhidas para a obtenção de relações escalares (alométricas) para a partição da biomassa entre os componentes raiz, folhas e partes alocadas à reprodução sexuada (inflorescências, escapos florais e bainhas dos escapos).

Para a realização dos trabalhos obteve-se, junto ao ICMBio, autorização para atividades com finalidade científica de número 46872-2, renovada em 08/01/2016.

3. RESULTADOS

3.1. Densidade populacional

3.1.1. *C. ruprechtiana*

A coleta de dados em campo foi realizada no período de 22 a 25 de fevereiro de 2016. Assim como ocorrido na ocasião da coleta de dados ano anterior (09 a 12/02/2015), a coleta de dados se deu tardiamente em 2016, em função da demora no desenvolvimento dos escapos e ântese floral da população em estudo. A floração de *C. ruprechtiana* era esperada para o mês de janeiro, quando tradicionalmente ocorre a coleta de inflorescências desta sempre-viva, cujo nome popular – Janeirona - faz referência a este mês.

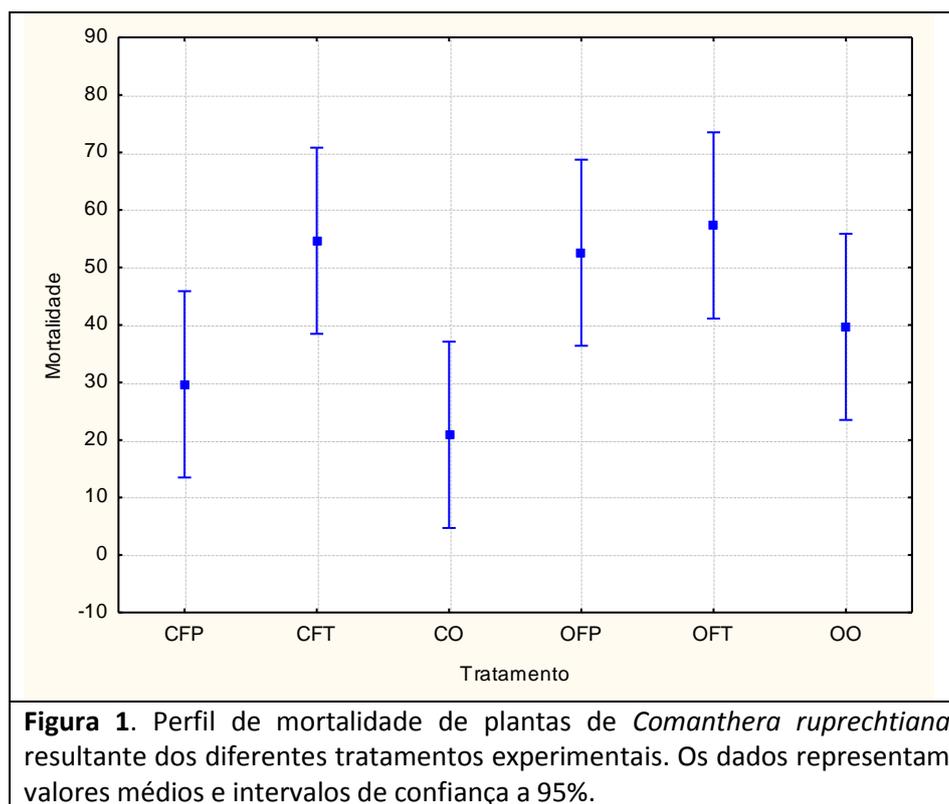
A população em foco apresentava em 2015 perfil maduro a senescente, com baixo recrutamento e perfil de tamanhos predominantemente adulto, além de produção de escapos em tamanho inferior e claramente contrastante ao da floração de 2014. Na floração de 2016 foi observada elevada mortalidade das plantas na população, alcançando 43% das 821 plantas marcadas em 2015, (350 indivíduos mortos) entre as plantas marcadas do experimento. A mortalidade nas parcelas do experimento submetidas aos diferentes tratamentos variou entre 14,7% e 73%. Considerando-se apenas as parcelas controle como referência para a evolução do estado geral da população, a mortalidade média foi também expressiva, alcançando 45,2% dos indivíduos marcados.

Na ocasião da floração de 2015 foi registrada densidade média de $3,22 \pm 1,44$ ind./m² a partir da contagem de plantas na totalidade das parcelas do experimento. Em 2016, a densidade média nas parcelas controle foi de $2 \pm 3,15$ ind./m². Os dados revelam, portanto, um marcante declínio populacional, em função da elevada mortalidade de indivíduos adultos e do baixo recrutamento

a partir de sementes (não houve registro de plantas jovens em 2016, ou seja, plantas com uma roseta e até 2 cm de altura), de forma que a população manteve perfil maduro a senescente. Muito embora possa-se considerar que indivíduos pertinentes às primeiras classes de tamanho apresentem, em geral, menor detectabilidade que plantas adultas, cabe destacar que no presente estudo foram consideradas recrutas as plantas com até 2 cm de altura, o que facilitaria sobremaneira a representação de recrutas nas contagens realizadas.

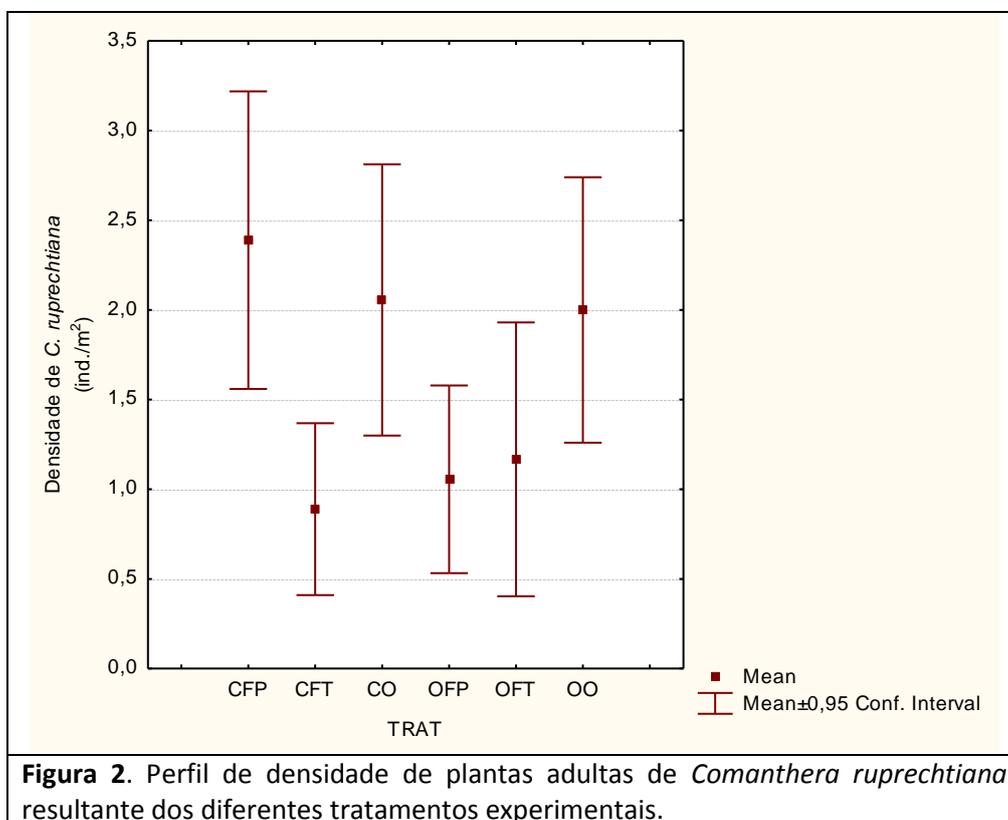
Com relação ao efeito dos diferentes tratamentos realizados em 2015, foi encontrada diferença significativa entre os valores de densidade resultantes ($F = 3,73$; $p = 0,017$). Esta diferença deveu-se ao resultado do tratamento CFT, significativamente maior do que em relação ao tratamento CO. No quadro geral, no entanto, foi observada maior mortalidade nos tratamentos CFT, OFP, OFT e OO em relação aos demais (figura 1).

Interessantemente, as menores mortalidades foram encontradas nos tratamentos envolvendo a coleta de inflorescências, CFP e CO. O fato de que CO apresentou uma das menores mortalidades encontra paralelo em estudo similar realizado com *C. elegantula* (Bedê, 2006), atribuído ao fator de poupança do investimento energético na produção de sementes, em consequência da coleta de inflorescências. O encontro de menor mortalidade em CFP, comparado a CFT e aos demais tratamentos envolvendo fogo, pode indicar que a modalidade de queima precoce é menos danosa em relação às demais, especialmente se acompanhada de coleta de inflorescências.



As parcelas submetidas ao fogo tardio apresentaram, ao final, densidade menor de plantas adultas do que aquelas submetidas ao fogo precoce (figura 2). Visto que não foi observado recrutamento na população de *C. ruprechtiana* em 2016, esta diferença pode ser atribuída, principalmente, à maior mortalidade de plantas adultas no tratamento CFT (média de 29,7 plantas mortas por parcela), comparado a CFP (média de 54,9 plantas mortas por parcela). Embora para o restante das comparações entre tratamentos não tenha havido diferença

significativa, a densidade resultante no tratamento CFP se manteve em patamar similar ao registrado em parcelas não submetidas à queima, como CO e OO, ao passo que nos demais tratamentos envolvendo a queima (CFT, OFP, OFT), o patamar de densidade foi inferior (figura 2).



3.1.2 - *C. elegans*

Ao final da primeira semana de abril de 2016, uma checagem a campo realizada pelos analistas do ICMBio mostrou que as plantas ainda estavam em botão, com escapos ainda não totalmente desenvolvidos. Decidiu-se portanto pelo adiamento da coleta de dados até o completo desenvolvimento das inflorescências. A coleta de dados em campo foi então realizada no período de 09 a 12 de maio de 2016, cerca de três semanas mais tarde que a coleta de dados realizada em 2015.

Em marcante contraste com a situação da população em 2015, em que a população apresentava aspecto saudável e abundante floração, na ocasião da coleta de dados em 2016 a população apresentava floração incipiente, alto grau de deciduidade foliar e elevada mortalidade. Das 849 plantas marcadas em 2015, 746 morreram até a floração de 2016, o equivalente a 88 % do contingente em estudo. Nas parcelas do estudo submetidas aos diferentes tratamentos, a mortalidade variou entre 62,3 % e 100% das plantas marcadas, sendo que nas parcelas controle a mortalidade média foi de 88,6%. Em função da expressiva mortalidade generalizada, não foram encontradas diferenças significativas entre os diferentes tratamentos ($F = 0,456$; $p = 0,80$).

A densidade média de plantas adultas (> 2cm de altura) na população caiu de 80,2 indivíduos/m² em 2015 para 12,6 indivíduos/m² em 2016 (estimativa obtida a partir das parcelas controle), representando, assim, uma perda populacional estimada em 84,3% no intervalo de um ano. Este

dado é bastante próximo à estimativa de perda populacional obtida a partir da mortalidade de plantas marcadas nas parcelas controle, referida acima (88,6%).

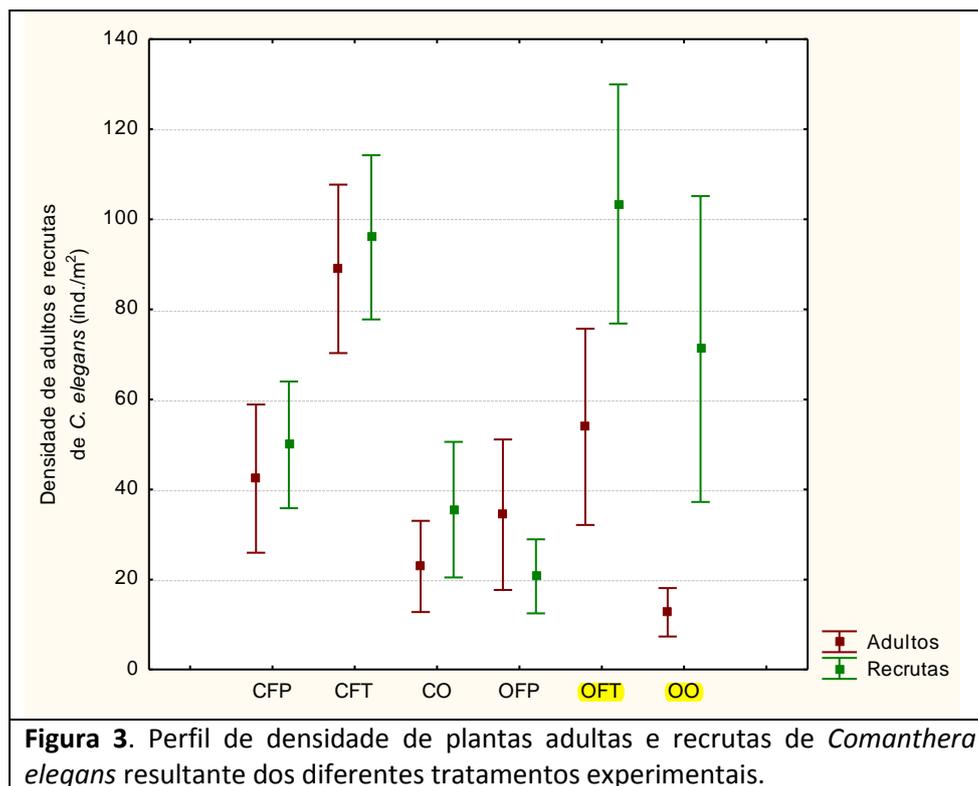
Os dados obtidos mostram diferença significativa para a densidade de adultos entre os tratamentos ($F = 35,65$; $p < 0,000$). Ao contrário do ocorrido com *C. ruprechtiana*, na população de *C. elegans* as parcelas submetidas à queima precoce apresentaram, de forma geral, menor densidade em 2016 do que aquelas submetidas à queima tardia. A densidade foi significativamente inferior nas parcelas CFP em comparação a parcelas CFT, e foi também menor - embora não significativamente diferente - em OFP, se comparado a OFT. Os tratamentos que não envolveram fogo (CO e OO) foram os que resultaram em menor densidade. O tratamento controle foi o que apresentou menor densidade de adultos, mostrando-se significativamente inferior a todos os demais tratamentos, exceto em relação a CO (Figura 3). Os dados de mortalidade são elemento chave no entendimento dos padrões de densidade de adultos.

Os dados de expressiva mortalidade das plantas controle denotam a incidência de forte estresse ambiental sobre a população em estudo, possivelmente relacionado a eventos climáticos extremos (e.g. temperaturas elevadas, chuvas escassas, longos períodos de estiagem). A mortalidade de plantas de *C. elegans* e a drástica redução da produção de flores para esta espécie em toda a região foi também relatada por brigadistas e guardas-parque do PNSV, com experiência no extrativismo de sempre-vivas, a partir de entrevistas.

Em contrapartida, observou-se abundante recrutamento em todas as parcelas do experimento (figura 3). Nas diferentes parcelas do experimento a densidade média de plantas recém-recrutadas variou de 35,4 a 106,7 indivíduos/m². Especificamente para as parcelas controle, a densidade de recruta foi de 69,6 indivíduos/m², superior àquela registrada em 2015, cujo valor foi de 50 indivíduos/m².

É importante notar a correspondência, para os dados de 2016, nos padrões para a densidade de adultos e de recruta (figura 3, Quadro 2), à exceção do tratamento controle, onde apesar da baixa densidade de adultos observou-se elevado recrutamento. Este dado permite inferir que, na condição controle, fatores limitantes à sobrevivência incidiram particularmente sobre as plantas adultas, não implicando restrições ao recrutamento via sementes.

Interessantemente, para plantas em situação controle, a densidade de adultos não apresentou correlação com a densidade de recruta nem em 2015 (dados de todas as parcelas do experimento) nem em 2016 (dados das parcelas controle) (Spearman rank = -0,33; $p > 0,05$). Já em 2016, após a realização dos tratamentos, a densidade de recruta resultante nas parcelas do experimento mostrou-se significativamente correlacionada à densidade de adultos (Quadro 2). Estes dados apontam para o fato de que, ao influir fortemente sobre a mortalidade de adultos, os diferentes tratamentos condicionaram diferenças também marcantes no recrutamento.



Quadro 2: Correlação (Spearman rank*) entre dados médios de densidade de adultos e recrutas para as parcelas do experimento submetidas aos diferentes tratamentos.

	Adultos 2015	Recrutas 2015	Adultos 2016	Recrutas 2016
Adultos 2015	1,000000			
Recrutas 2015	0,147923	1,000000		
Adultos 2016	0,293670	0,184863	1,000000	
Recrutas 2016	0,027409	0,324489	0,665942	1,000000

*Valor em destaque significativo a $p < 0,05$.

3.2 - Efeitos dos tratamentos sobre as variáveis biométricas: comparações entre 2015 e 2016 para os diferentes tratamentos

Para *Comanthera ruprechtiana*, apesar da elevada mortalidade, foi possível a utilização de testes de hipóteses paramétricos para amostras pareadas, visto que se trata do mesmo grupo (plantas marcadas) avaliado em 2 pontos no tempo. Plotagens das médias e intervalos de confiança a 95%, obtidos em 2016, são utilizados ao longo do texto para ilustração dos dados das variáveis biométricas em discussão.

A análise dos dados para *C. elegans*, no entanto, foi prejudicada pela alta taxa de mortalidade das plantas, inviabilizando a realização de análises paramétricas. Para aproveitamento dos dados, também contando com a utilização de dados pareados, foi utilizada a análise não paramétrica de Wilcoxon (signed rank test). Este teste permite fazer comparações estatísticas usando a idéia de “posição” (rank) dos dados e não com base em médias, como nos testes

paramétricos tradicionalmente usados. Os outputs das análises para ambas espécies são apresentados no Anexo 1.

3.2.1 – *Comanthera ruprechtiana*

Altura e número de rosetas

Os outputs das análises pertinentes a este tópico são apresentados no Anexo 1.1. Para a variável número de rosetas, houve diferença significativa entre os resultados de 2015 e 2016 nos tratamentos CFT, OFP e OO, sendo que em todos o número médio de rosetas por touceira caiu de um ano para o outro. Para os demais tratamentos não houve diferença significativa entre os dois anos avaliados.

De 2015 a 2016, a altura das rosetas apresentou diferença positiva significativa nos tratamentos que não envolveram a queima: CO e OO. Já para o tratamento CFT, uma redução significativa do tamanho foi encontrada, embora para os demais tratamentos envolvendo fogo não tenha sido detectada alteração significativa.

Uma redução da altura da roseta em plantas queimadas era esperada, com base em análises de crescimento realizadas em plantas de *C. elegantula* submetidas à queima (Bedê, 2006), uma vez que a queima afeta a biomassa foliar e estas perdas não são repostas até o momento da floração seguinte.

Reprodução: Número e altura das inflorescências e número de botões por roseta

Os outputs das análises pertinentes a este tópico são apresentados no Anexo 1.1. Os tratamentos CO, CFT, OFP e OFT resultaram em redução significativa do número de inflorescências entre 2015 e 2016. Para os demais não foram encontradas diferenças significativas. Estes resultados são opostos ao esperado. Esta variável é relacionada ao tamanho da planta e um incremento do número de inflorescências deveria acompanhar o crescimento das plantas no período, particularmente para o tratamento CO, cujas plantas apresentaram crescimento significativo no período. Nas plantas submetidas à queima o crescimento é, naturalmente, afetado, porém seria esperado que as plantas respondessem ao estímulo da queima com um incremento da produção de inflorescências, conforme registrado para *C. elegantula* por Bedê (2006).

Quanto ao número médio de botões florais por roseta, métrica aqui utilizada como possível indicador de estresse, não foram observados padrões consistentes. Apenas os tratamentos CO e OFT apresentaram mudanças significativas, sendo que CO resultou em redução e OFT resultou em incremento dessa métrica entre 2015 e 2016.

Com relação à altura máxima das inflorescências na roseta, o tratamento CO não produziu diferenças significativas e todos os demais tratamentos (CFP, CFT, OFP, OFT e OO) apresentaram redução significativa dessa métrica entre 2015 e 2016. Uma redução expressiva ($35,95 \pm 5,29$ para $23,59 \pm 7,5$) e significativa ($T = 190$, $Z = 11,60$, $N = 189$, $p < 0,05$) da altura das inflorescências produzidas entre 2014 e 2015 já havia sido registrada na ocasião da coleta de dados em 2015, a partir de dados da floração de 2014 recuperados via mensuração de inflorescências remanescentes ainda aderidas às touceiras de plantas não submetidas a tratamentos experimentais.

A altura de inflorescências de *C. ruprechtiana* apresenta, assim, forte elasticidade e provavelmente constitui um bom indicador para o empenho reprodutivo, visto que os escapos florais representam uma expressiva alocação de biomassa entre as estruturas reprodutivas. A redução da altura das inflorescências ao longo do período de estudos representaria, assim, uma redução do limite possível de investimento em reprodução em função das condições ambientais experimentadas pelas plantas.

3.2.2 - *Comanthera elegans*

Altura e número de rosetas

Com relação ao número de rosetas, foi encontrada diferença significativa apenas no tratamento CFT, observando-se uma redução desta variável em 2016, em relação a 2015. A redução no número de rosetas significa uma redução no tamanho global da touceira. Visto que as plantas apresentam estrutura modular, a morte de rosetas de um ano para outro pode representar a incidência de estresses que são acomodados através da eliminação seletiva de módulos (rametes) que se encontrem em situação mais desfavorável, preservando o indivíduo (genete).

Para altura da roseta não foi possível o aproveitamento dos dados para análises referentes aos tratamentos CO e OO. Para os demais tratamentos, não foi encontrada diferença significativa da altura das rosetas entre os dados de 2015 e 2016 (Anexos 1.2).

Durante ambas as ocasiões de coleta de dados, nas florações de 2015 e 2016, observou-se elevada deciduidade das touceiras de *C. elegans*. Este fato, indicador de estresse hídrico à época de floração, induz à perda de confiabilidade desta métrica na avaliação do tamanho da planta, visto que a deciduidade se manifesta de forma heterogênea sobre a população (e.g., em função da heterogeneidade de contextos microclimáticos aos quais as plantas encontram-se associadas), e as medidas são tomadas a partir das maiores folhas verdes aderidas à roseta.

Reprodução: Número e altura das inflorescências e número de botões por roseta.

Com relação às variáveis descritoras do empenho reprodutivo, não foi possível tratar estatisticamente os dados remanescentes de número de inflorescências para o tratamento CFT e, para os demais tratamentos, não foram observados padrões consistentes. Os outputs das análises pertinentes a este tópico são apresentados no Anexo 1.2.

Foram detectadas alterações significativas para os tratamentos CFP e OO, que produziram mais inflorescências em 2016, em comparação a 2015. Cabe salientar que um aumento da produção de inflorescências seria o esperado em anos sucessivos, considerando-se que as plantas crescem e que a produção de inflorescências apresenta relação positiva significativa com o tamanho.

Nenhum dos tratamentos resultou em alteração significativa da altura das inflorescências produzidas entre 2015 e 2016, embora fossem esperados incrementos nessa métrica para o período, em função do crescimento dos indivíduos e da relação alométrica entre tamanho da planta e altura máxima das inflorescências. Entre as florações de 2014 e 2015 foi encontrada diferença positiva significativa para a altura de inflorescências de *C. elegans* (diferença média de $2,71 \pm 5,82$ cm), a partir da mensuração de inflorescências remanescentes (floração de 2014) ainda aderidas às touceiras de plantas não submetidas a tratamentos experimentais, na floração de 2015 (teste de Wilcoxon, $T = 188$, $Z = 2,82$, $N = 40$, $p = 0,0048$).

Quanto ao número de botões, aqui utilizado como um possível indicador de estresse, foram encontradas diferenças significativas nos tratamentos envolvendo queima precoce: CFP e OFP, sendo que para CFP houve diminuição do número de botões em 2016 e para OFP houve aumento em 2016.

3.5 - Efeitos dos tratamentos sobre a produção total de inflorescências

A produção total de inflorescências por área é uma função da densidade de plantas em idade reprodutiva, da distribuição de tamanhos ali representada e, em menor grau, da relação entre tamanho e produção de inflorescências no período. Nas populações em estudo, no período considerado, a elevada mortalidade de plantas adultas contribuiu fortemente para um expressivo declínio na produção de inflorescências.

A produção total de inflorescências de *C. ruprechtiana* nas parcelas controle do experimento (Quadro 3) foi de 1,02 g/m² em 2015, passando a 0,88 g/m² em 2016, expressando uma redução média da ordem de 13,7%. Para *C. elegans* os valores foram de 62,13 g/m² em 2015 para 10,05 g/m² em 2016, representando uma redução da ordem de 84%.

Quadro 3. Produção total de inflorescências de das espécies estudadas nas parcelas controle do experimento em 2015 e 2106

Espécie / Ano	N	Média	Mínimo	Máximo	Desv. Pad.
<i>C. ruprechtiana</i> 2015	12	1,02	0,27	2,73	0,61
<i>C. ruprechtiana</i> 2016	4	0,88	0,80	1,00	0,08
<i>C. elegans</i> 2015	12	62,13	20,40	135,20	40,96
<i>C. elegans</i> 2016	4	10,05	1,00	27,60	12,27

Não foram observados padrões consistentes para a produção total de inflorescências resultante dos tratamentos realizados, conforme ilustram as figuras 4 e 5. Para *C. ruprechtiana* os menores valores médios de produção resultaram dos tratamentos CFT, OFP e OFT, porém diferenças significativas foram registradas somente entre os tratamentos CO e OO. Para *C. elegans* a amplitude das variações na produção de inflorescências foi grande, não restando diferenças significativas entre os tratamentos.

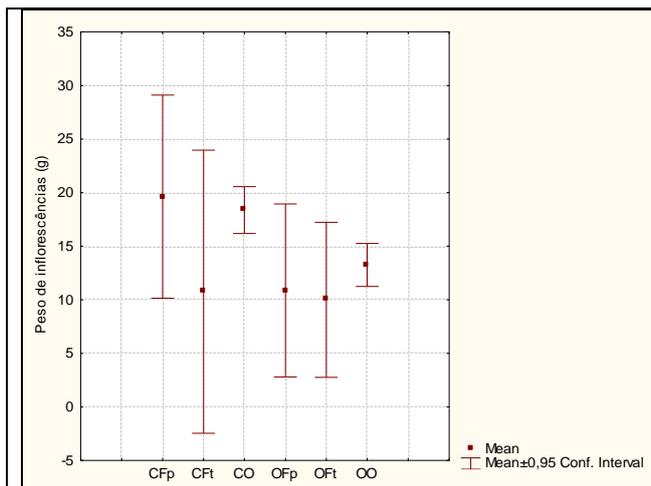


Figura 4. Pesos de inflorescências de *C. ruprechtiana* produzidas em 2016 nos diferentes tratamentos.

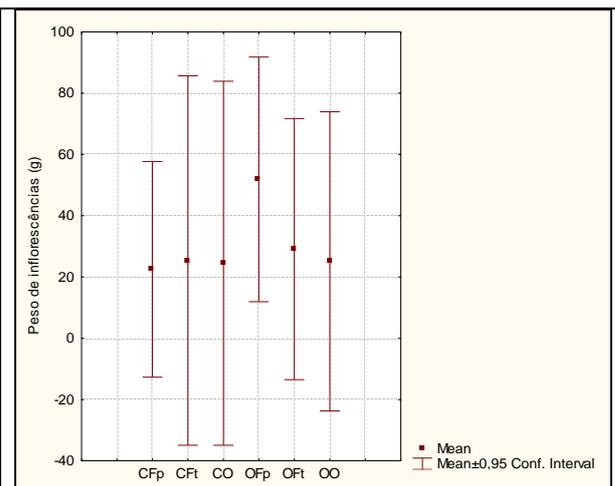


Figura 5. Pesos de inflorescências de *C. elegans* produzidas em 2016 nos diferentes tratamentos.

3.6 - Efeitos dos tratamentos sobre a cobertura do solo e diversidade funcional da flora

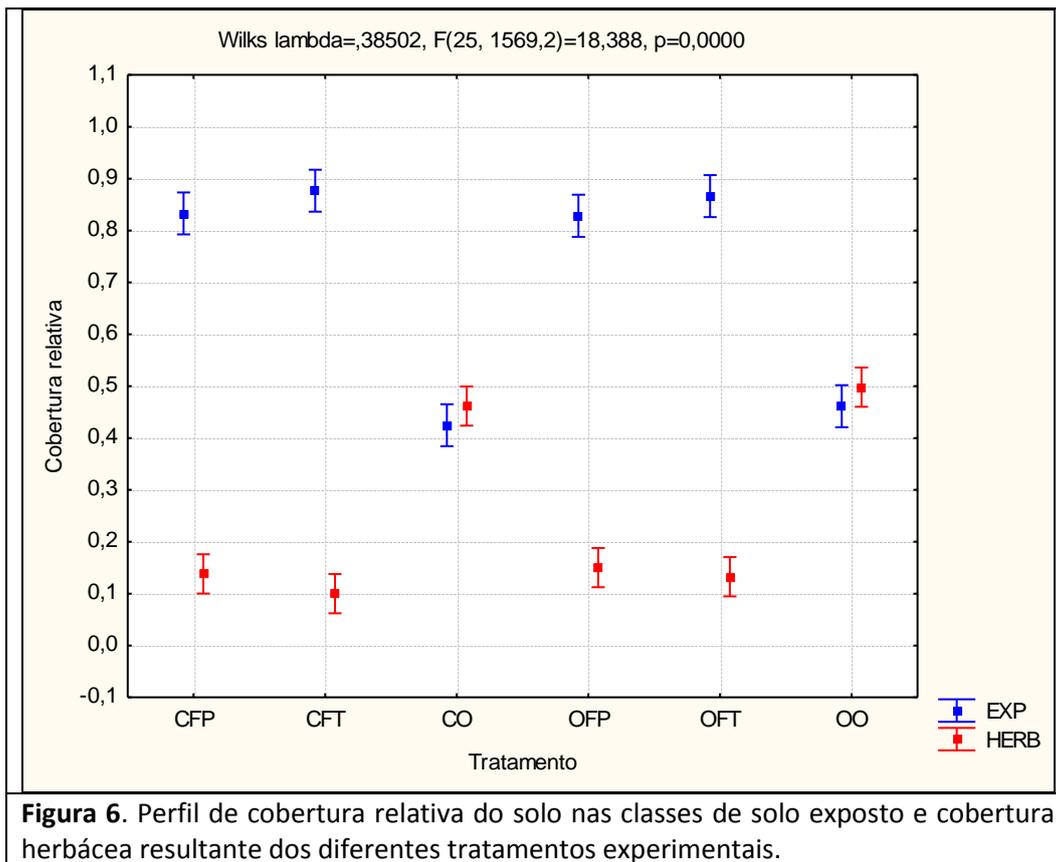
Na análise dos resultados de cobertura do solo, segundo as classes de cobertura adotadas, cabe ressaltar que diferentes classes podem ter dinâmicas temporais distintas com relação às alterações que se busca detectar. Por exemplo, alterações nas classes de cobertura referentes à cobertura de herbáceas e de solo exposto apresentam dinâmicas opostas (o aumento de uma está relacionado ao decréscimo da outra) e respondem rápida e facilmente à incidência do fogo e se manifestam em curto prazo, no intervalo de 1 ano. Já mudanças na cobertura de plantas lenhosas tendem a se manifestar em prazos mais longos, em função dos ciclos de vida mais longos das plantas lenhosas.

Cabe ressaltar, ainda, que a categoria funcional das plantas com arquitetura em roseta, a rigor, englobam a categoria pertinente às plantas da família Eriocaulaceae, sendo nestas análises tratadas separadamente apenas em função do interesse em se detectar, eventualmente, alterações que dizem respeito a esta última, visto que esta família botânica engloba diversas espécies aqui tratadas como sempre-vivas.

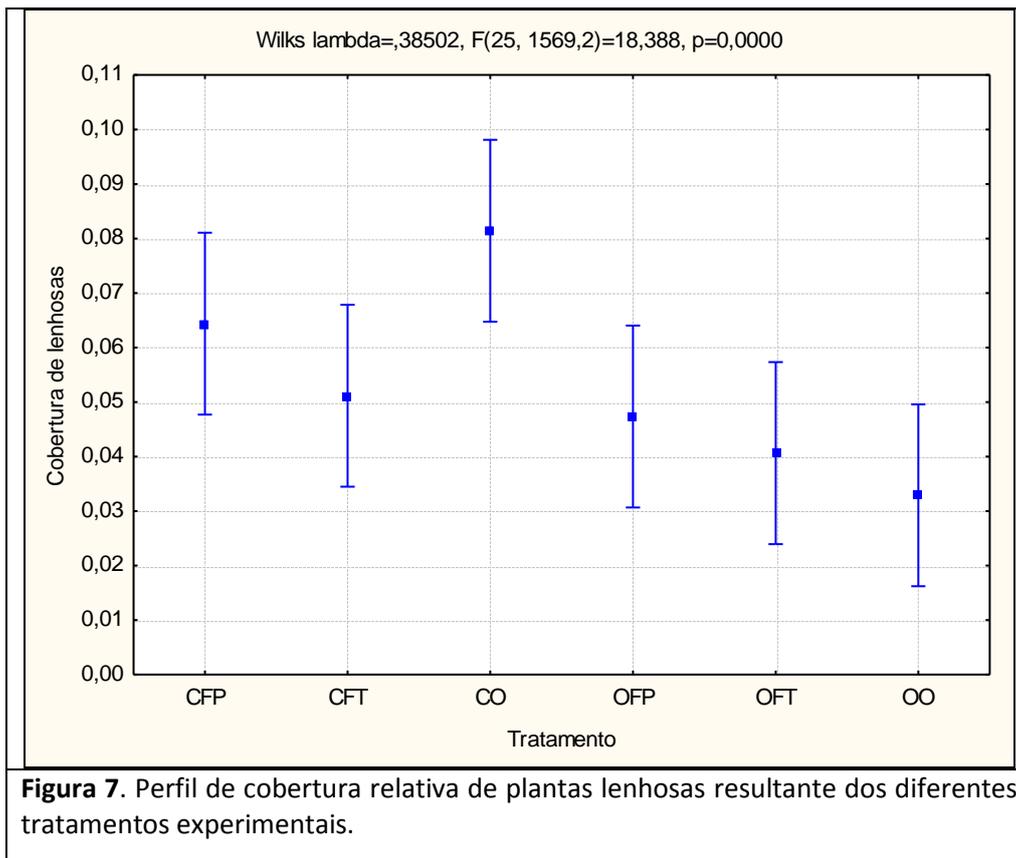
3.6.1 – *C. ruprechtiana*

Á exceção da cobertura de plantas com arquitetura em roseta e cobertura de Eriocaulaceae, que não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, para todos os demais tratamentos realizados foram detectadas diferenças significativas com relação à composição em classes de cobertura do solo, notadamente a cobertura de solo exposto, cobertura total de herbáceas e cobertura de plantas lenhosas (Anexo 1.5).

Para o caso de solo exposto, observou-se incremento significativo da cobertura nos tratamentos envolvendo a queima: CFP, CFT, OFP e OFT (estatisticamente equivalentes entre si) em relação aos tratamentos CO e OO (estatisticamente similares entre si), que não envolveram queima. Conforme ressaltado anteriormente, a cobertura de solo exposto tem uma dinâmica oposta à da cobertura de herbáceas, conforme ilustrado na figura 6.



Com relação à cobertura de plantas lenhosas, os tratamentos CO e CFP produziram as maiores diferenças percentuais e são significativamente iguais. Interessantemente, o tratamento controle (OO) resultou em cobertura de lenhosas significativamente inferior à do tratamento CO, que também não envolve fogo, e bastante inferior a CFP, embora não significativo. Os tratamentos envolvendo fogo não apresentaram diferenças significativas entre si para esta variável, seja na modalidade precoce ou tardia (figura 7). Cabe ressaltar, no entanto, que a dinâmica da cobertura lenhosa tende a ser mais lenta que a dinâmica para a cobertura herbácea, dado o ciclo de vida mais longo das espécies envolvidas. É possível, portanto, que os padrões para a cobertura lenhosa se diferenciem como resultado de queimas frequentes ou ausência prolongada destas.



3.6.2 - *C. elegans*

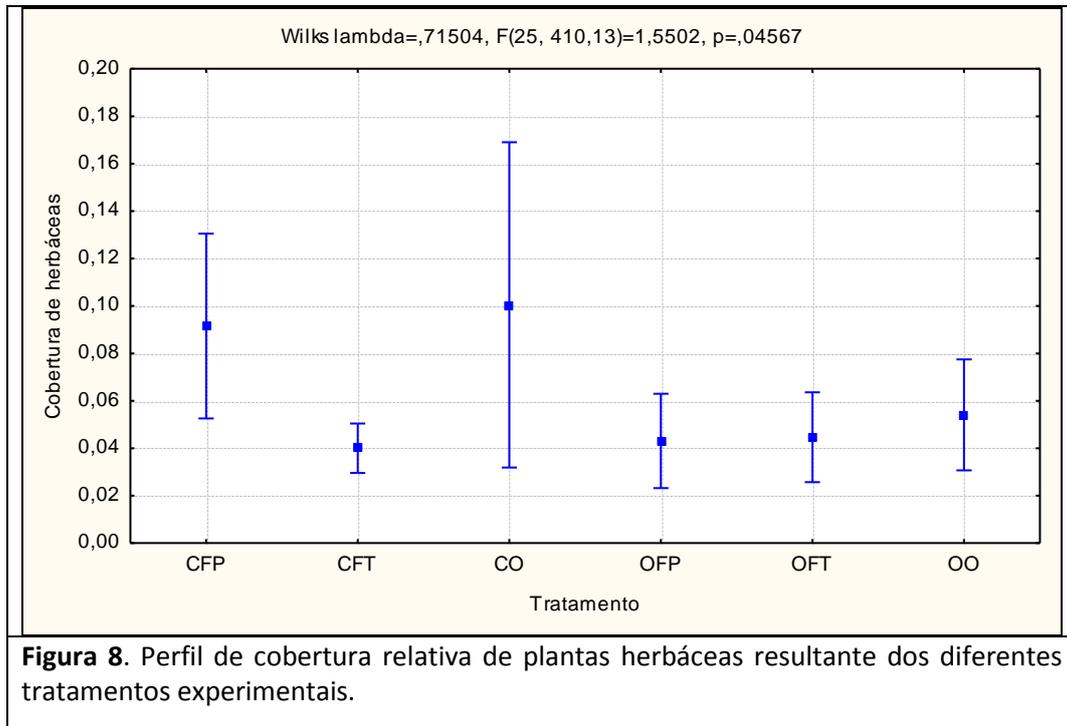
Para a população de *C. elegans*, os únicos tratamentos que produziram diferenças significativas foram a cobertura de herbáceas e a cobertura de plantas lenhosas. Não foram observados sinais da dinâmica oposta entre cobertura de herbáceas e cobertura de solo exposto nesta população (Anexo 1.6).

Este resultado deve-se ao fato de que a área selecionada para estudo da população de *C. elegans* já apresentava, em 2015, cobertura de herbáceas muito pequena, havendo predomínio de solo exposto. Esta situação é de comum encontro em locais de ocorrência de elevadas densidades populacionais de *C. elegans* e também de *C. elegantula* (Bedê, 2006) e denota características do habitat destas espécies.

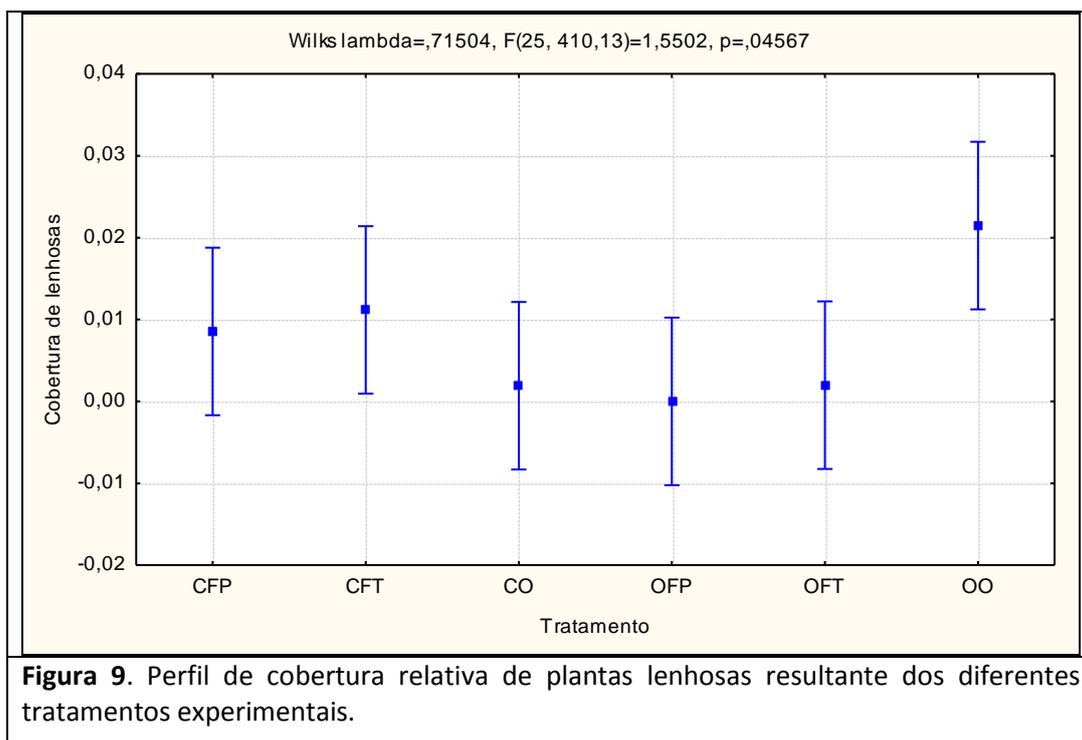
Os maiores valores médios de cobertura herbácea em 2016 corresponderam aos tratamentos CFP e CO. Interessantemente, a cobertura de herbáceas resultante foi significativamente maior em CFP do que em CFT, porém a cobertura de herbáceas em CFP, embora maior, não diferiu da cobertura resultante dos demais tratamentos envolvendo queima, porém sem a incidência de coleta: OFP e OFT. Este dado tem como possível explicação os seguintes fatos: Primeiro, que o fogo tardio tende a uma maior eliminação da cobertura herbácea local do que o fogo precoce (figura 8). Segundo, o dado sugere que, devido à escassa biomassa de herbáceas na situação progressiva ao manejo (floração de 2015), parte importante da biomassa combustível na área em questão era composta por escapos florais e inflorescências - produzidas abundantemente na floração de 2015.

Dessa forma, as diferenças de cobertura resultantes do uso do fogo precoce e tardio se destacam quando combinados à coleta de inflorescências, visto que, nesse caso, o fogo passa a

consumir, exclusivamente, a biomassa de outras plantas herbáceas. Nos tratamentos envolvendo a queima, porém sem a coleta de inflorescências, a biomassa de partes reprodutivas resulta, possivelmente, em intensidade semelhante de queima.



Com relação à cobertura de plantas lenhosas, o tratamento controle apresentou o maior valor médio de cobertura, diferindo significativamente apenas do tratamento OFP, não produzindo, portanto, padrões gerais consistentes com relação ao manejo pelo fogo e coleta de inflorescências (figura 9).



3.7 – Efeitos dos tratamentos sobre relações alométricas na população de *Comanthera elegans*

Dado o impacto da forte mortalidade observada na população de *C. elegans* e às limitações impostas à análise de dados, buscou-se, como alternativa analítica para eventuais efeitos dos tratamentos sobre a população, a exploração de relações alométricas na alocação de biomassa às raízes e reprodução sexuada (bainhas dos escapos florais, escapos florais e inflorescências). Nestas análises, optou-se pela exclusão dos dados de biomassa foliar, dada a heterogeneidade da deciduidade observada à época da coleta de dados. Foram extraídas séries de aproximadamente 25 a 30 plantas de *C. elegans* remanescentes em cada tratamento. Esta alternativa analítica não foi considerada para *C. ruprechtiana*, buscando-se, assim, evitar maiores impactos sobre a população em estudo, devido à baixa densidade populacional encontrada.

Parâmetros das análises de regressão do tipo Eixo Maior Reduzido (RMA) obtidos para a relação entre biomassa de raízes e a biomassa reprodutiva na floração de 2016 são apresentados no quadro 4 e ilustrados nas figuras 10 e 11.

Quadro 4. Outputs de regressão RMA (modelo Log x Log) para biomassa de raízes x biomassa reprodutiva em plantas submetidas aos diferentes tratamentos, na floração de 2016

Parâmetro	Tratamentos						
	OO15	OO16	CO	OFP	CFT	OFT	CFP
<i>a</i> (Declividade)	1,3479	1,1768	1,2351	1,0542	1,222	1,1095	0,94848
Min.	1,1085	1,043	1,0934	0,5747	1,0308	0,9565	0,7874
Máx.	1,5509	1,2889	1,3655	1,2751	1,377	1,2833	1,1228
SE <i>a</i>	0,0932	0,0632	0,1143	0,1349	0,0961	0,0759	0,0922
<i>b</i> (Intercepto)	0,5756	0,8257	0,7948	0,2648	0,7777	0,7464	0,4749
Min.	0,3254	0,6358	0,6360	0,1065	0,4836	0,5051	0,2005
Máx.	0,7577	0,9795	1,0084	0,4505	0,9605	0,9847	0,7636
SE <i>b</i>	0,0087	0,0065	0,0227	0,0137	0,0203	0,0122	0,0151

Para os resultados obtidos em 2016, observa-se que não foram encontradas diferenças significativas para o parâmetro ***a*** (inclinação) das equações alométricas resultantes dos diferentes tratamentos. Já com relação ao parâmetro ***b*** (intercepto), observa-se que o tratamento OFP foi similar (não significativamente distinto) do tratamento CFP e significativamente distinto dos tratamentos demais tratamentos (CFT, CO e OFT, e OO). De forma geral, no entanto, o quadro dos valores encontrados para ambos os parâmetros encontra razoável correspondência, conforme ilustrado nas figuras 10 e 11.

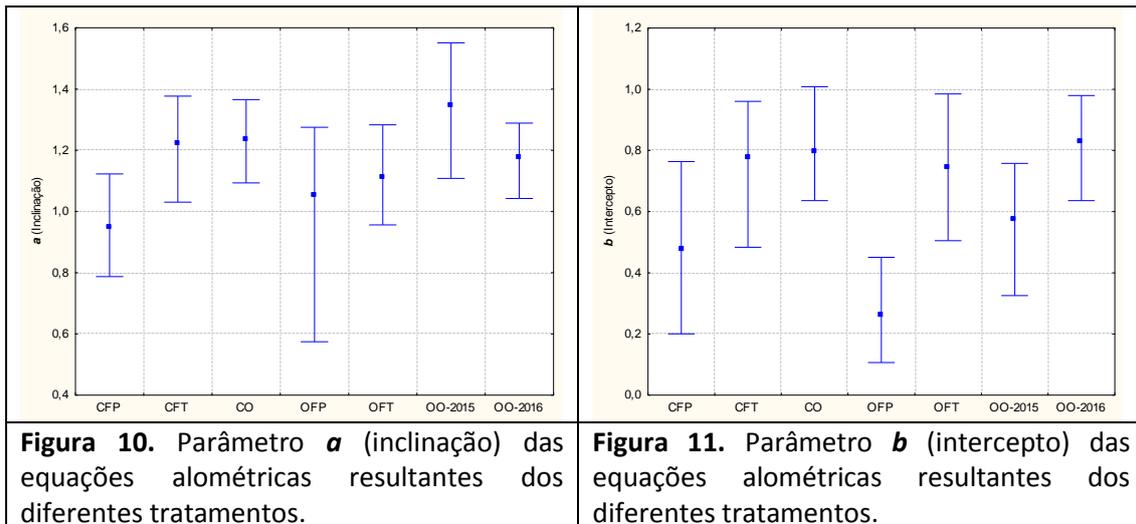


Figura 10. Parâmetro *a* (inclinação) das equações alométricas resultantes dos diferentes tratamentos.

Figura 11. Parâmetro *b* (intercepto) das equações alométricas resultantes dos diferentes tratamentos.

Expressas no formato $y=10^b x^a$, nota-se que, para as equações obtidas para plantas das parcelas controle (OO), que esses parâmetros configuram curva mais acentuada para o incremento do investimento em biomassa reprodutiva em função da biomassa de raízes em 2016, comparado a 2015 (figura 12).

Um investimento superior em investimento na reprodução sexuada seria esperado em resposta a condições de estresse, como por exemplo, diante de um episódio de forte estresse hídrico ou queima, em que as probabilidades de sobrevivência dos adultos pudesse ser reduzida, restando à planta maximizar as probabilidades de dispersão e recolonização a partir de sementes. Este quadro potencial é coerente com o contexto em questão, em que observou-se para a população em estudo a ocorrência de fortes índices de mortalidade entre 2015 e 2016, possivelmente em decorrência de condições climáticas desfavoráveis à época de reprodução. Um maior empenho relativo das plantas na reprodução sexuada foi associado à mortalidade em *C. elegantula*, em estudo similar referente aos efeitos da queima sobre uma população natural (Bedê, 2006).

Na figura 13, observa-se que as curvas para as relações alométricas obtidas para relação entre a biomassa de raízes e o empenho reprodutivo nos tratamentos CFP e OFP distinguem-se das demais, apresentando um menor empenho geral no investimento reprodutivo em função da biomassa de raízes. Sob a lógica apresentada acima, implica-se aos tratamentos pertinentes à queima precoce menores custos relativos à reprodução, mesmo que estes difiram quanto à retirada das inflorescências quando da floração anterior, o que, em princípio, pouparia às plantas CFP um custo provavelmente elevado de investimento na formação de sementes.

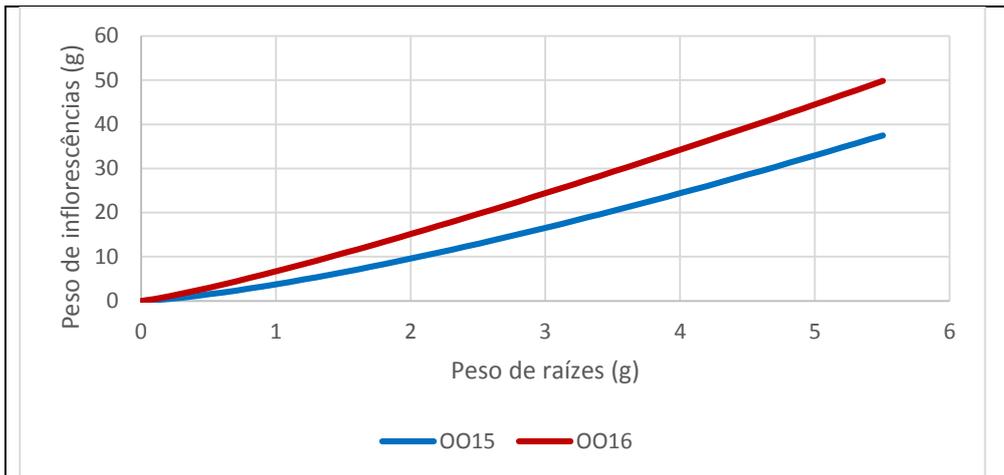


Figura 12. Relação entre o incremento do investimento em biomassa reprodutiva e a biomassa de raízes para plantas de *Comanthera elegans* em parcelas controle em 2016, comparado a 2015.

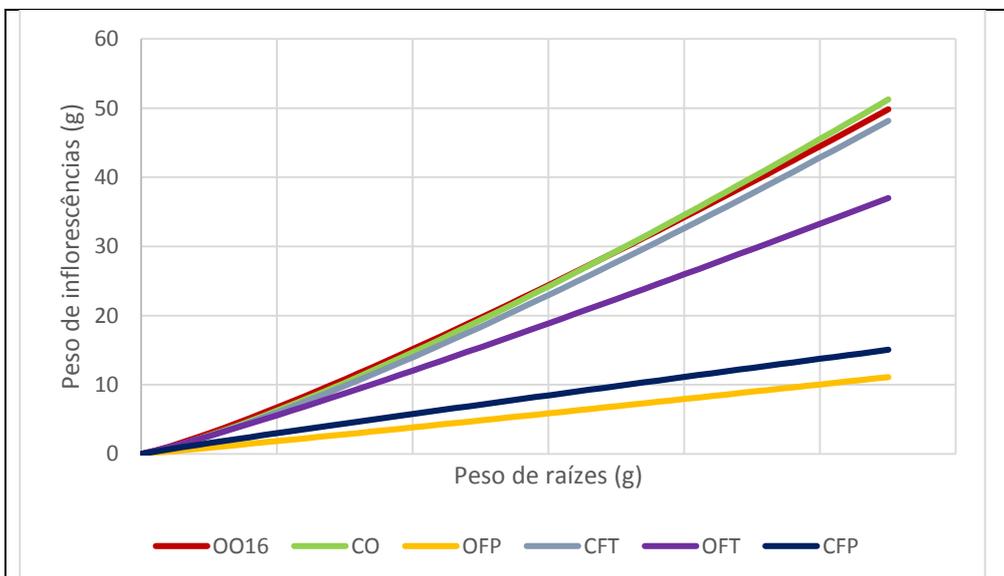


Figura 13. Relações alométricas obtidas para relação entre a biomassa de raízes e o empenho reprodutivo nos diferentes tratamentos, em 2016.

4. CONCLUSÕES

A coleta de dados realizada em 2015 e 2016 se deu tardiamente para ambas as espécies estudadas, em função da demora no desenvolvimento dos escapos e ântese floral das populações em estudo. No período compreendido pelo estudo experimental, observou-se ampla variação do volume de chuvas, particularmente considerando-se os três meses antecedentes às respectivas épocas de floração das espécies em estudo: de novembro a janeiro, no caso de *C. ruprechtiana*, e de fevereiro a abril, para *C. elegans*, os totais pluviométricos desses períodos foram fortemente atípicos nos anos de 2015 e 2016, conforme ilustram as figuras 14 e 15. Em particular, foram atípicos os totais pluviométricos nos períodos das florações de 2015, época que precedeu a incidência dos tratamentos experimentais, cujos resultados foram colhidos em 2016.

Em função da irregularidade climática, observou-se, por exemplo, na ocasião da floração de *C. ruprechtiana* em 2015, e na floração de *C. elegans* em 2016, a ocorrência de estresses fisiológicos extemporâneos, denotados pela atípica deciduidade foliar nas plantas estudadas. É possível que totais pluviométricos muito abaixo da série normal, nos meses que precedem a floração de ambas as espécies, sejam um fator de relevância, influenciando o empenho potencial de energia / alocação de biomassa para a reprodução sexuada. Séries temporais mais longas serão necessárias para a exploração adequada desta possível relação.

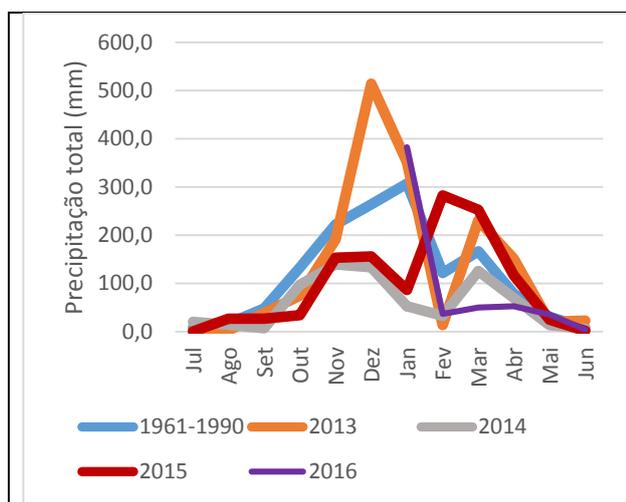


Figura 14. Variação da precipitação mensal nos anos de 2013 a 2016, em relação à normal climatológica (1961-1990).

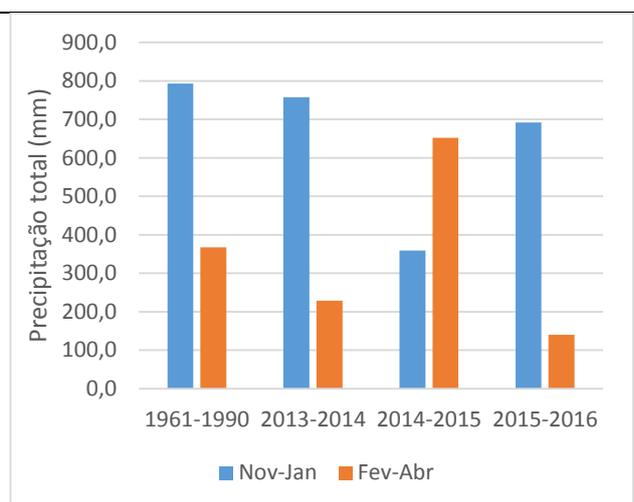


Figura 15. Variação da precipitação nos períodos pré-floração de 2013 a 2016, em relação à normal climatológica (1961-1990).

Foi registrada elevada mortalidade das plantas em ambas populações estudadas, eliminando em média 43% das plantas marcadas de *C. ruprechtiana* e 88% das plantas marcadas de *C. elegans*. As elevadas mortalidades ocorreram independentemente dos tratamentos realizados, revelando a incidência de condições externas – provavelmente de ordem climática - fortemente desfavoráveis ao estabelecimento de plantas jovens e à sobrevivência de plantas adultas. Pelos dados do experimento, pode-se observar que a forte mortalidade resultou em redução expressiva da densidade populacional e da produção de inflorescências. A forte mortalidade acometeu populações de ambas espécies, apesar de diferenças na fenologia, no perfil de tamanhos e no vigor reprodutivo.

Em marcante contraste com a situação da população em 2015, em que a população de *C. elegans* apresentava aspecto saudável e abundante floração, na ocasião da coleta de dados em 2016 a população apresentava floração incipiente, alto grau de deciduidade foliar e elevada mortalidade.

Na população de *C. ruprechtiana*, as parcelas submetidas à queima tardia apresentaram, ao final, menor densidade de plantas adultas do que aquelas submetidas ao fogo precoce. De forma contrária, na população de *C. elegans* as parcelas submetidas à queima precoce apresentaram, de forma geral, densidade menor do que aquelas submetidas à queima tardia. É possível que as diferenças entre os efeitos decorrentes da queima estejam relacionados:

- I. Às diferenças na fenologia de ambas espécies, em função de implicações referentes à dinâmica temporal de investimentos em reprodução. A queima precoce ocorreu a partir de meados de junho e a queima tardia ao final de outubro.
- II. À incidência de estresse hídrico extemporâneo sobre as plantas, em um período coincidente com o de elevado custo fisiológico relacionado à reprodução sexuada, dado o elevado investimento em biomassa e alocação de nutrientes às estruturas reprodutivas e formação de sementes.
- III. A diferenças na intensidade da queima, sendo que a queima tardia, em princípio, tende a consumir maior quantidade de biomassa combustível.

Para ambas as espécies, a queima tardia, embora potencialmente mais intensa e danosa, expõe as plantas a um período relativamente curto de estresse hídrico posterior, dada a proximidade das chuvas. Já a queima precoce atingiu as plantas de *C. ruprechtiana* cerca de 4 meses após a floração, ponto em que as plantas provavelmente já haviam realizado todo o investimento necessário à produção de estruturas reprodutivas e formação de sementes. A menor intensidade da queima, que consome menores quantidades de biomassa seca nesse período, pode ser um atenuante, comparado à queima tardia.

Em *C. elegans*, o fogo precoce atingiu as plantas entre 1 e 2 meses após a floração, quando, possivelmente, é grande a demanda de investimento energético para a conclusão do esforço reprodutivo (e.g., formação de sementes). É possível que, nesta situação, o estresse pontual da queima, seguido de longo período de estiagem, implique em maior estresse fisiológico, resultando em maiores índices de mortalidade, apesar da menor intensidade da queima neste período. Estranhamente, no entanto, no caso de *C. elegans*, os tratamentos que não envolveram fogo (CO e OO) foram os que resultaram em menor densidade, particularmente o tratamento controle, sendo que em ambos também foi baixo o recrutamento via sementes. A explicação para este fato é provavelmente de ordem exclusivamente demográfica, relaciona à interrelação entre elevada mortalidade natural e baixas taxas de reprodução.

As menores mortalidades para *C. ruprechtiana* foram encontradas nos tratamentos envolvendo a coleta de inflorescências, CFP e CO. O fato de que CO apresentou uma das menores mortalidades encontra paralelo em estudo similar realizado com *C. elegantula* (Bedê, 2006), atribuído ao fator de poupança do investimento energético na produção de sementes, em consequência da coleta de inflorescências. O encontro de menor mortalidade em CFP, comparado a CFT e aos demais tratamentos envolvendo fogo, pode indicar que a modalidade de queima precoce é menos danosa em relação às demais, especialmente se acompanhada de coleta de inflorescências.

Com relação aos indicadores de tamanho e reprodução, as variáveis utilizadas apresentaram padrões inconsistentes, afetados pela variância dos dados, em decorrência da mortalidade de parte ou da totalidade das rosetas nas touceiras, pela heterogeneidade da deciduidade foliar, e da variância nos índices reprodutivos. Durante ambas as ocasiões de coleta de dados, nas florações de 2015 e 2016, observou-se elevada deciduidade das touceiras de *C. elegans*. Este fato, indicador de estresse hídrico à época de floração, induz à perda de confiabilidade desta métrica na avaliação do tamanho da planta, visto que a deciduidade se manifesta de forma heterogênea sobre a população (e.g., em função da heterogeneidade de contextos microclimáticos aos quais as plantas encontram-se associadas), e as medidas são tomadas a partir das maiores folhas verdes aderidas à roseta. Estes fatores impediram a obtenção de curvas de crescimento e o cálculo de idade à primeira reprodução nas espécies em foco, bem como a definição de modelos explicativos consistentes para a relação entre as variáveis biométricas e a produção total de inflorescências. Observou-se, no entanto, que a altura de inflorescências de

C. ruprechtiana apresenta forte elasticidade e provavelmente constitui um bom indicador para o empenho reprodutivo, influenciado pelas condições ambientais experimentadas pelas plantas.

Com relação à cobertura do solo, observou-se incremento significativo da área de solo exposto nos tratamentos envolvendo a queima, sendo que a cobertura de solo exposto tem, conforme esperado, uma dinâmica oposta à da cobertura de herbáceas. Para as demais categorias consideradas, não foram registrados padrões consistentes. É possível que a dinâmica da cobertura lenhosa tenda a ser mais lenta que a dinâmica para a cobertura herbácea, dado o ciclo de vida mais longo das espécies envolvidas, e que maior resolução nos padrões locais decorra de queimas frequentes ou ausência prolongada destas.

Considerações finais

Uma hipótese razoável para a mortalidade que testemunhamos na população de *C. elegans* tem a ver com a conexão entre as oscilações climáticas e os reflexos resultantes na sobrevivência e reprodução das plantas. Na época de floração anterior, em 2015, esta população mostrava-se saudável e com floração vigorosa e abundante. A partir de relatos dos coletores de sempre-vivas e dos dados climatológicos, no entanto, fica claro que o regime de chuvas no ano precedente foi atípico (figura 15), particularmente com referência aos meses que antecedem a floração.

É possível que a abundante floração de *C. elegans* em 2015 seja uma resposta da população ao estresse hídrico no período pré-floração (e.g., fevereiro a abril). A floração e os pesados investimentos que a sucedem (energia e nutrientes para formação de sementes) constituem um importante fator de mortalidade, como ficou comprovado no estudo de Bedê (2006), com foco em *C. elegantula*, espécie filogenética e ecologicamente próxima a *C. elegans*. Dessa forma, a mortalidade pós floração que presenciamos em 2016 se relacionaria, nesse momento da dinâmica populacional, com o efeito de um impacto climático sobre o empenho reprodutivo.

Efeitos similares podem ter ocorrido sobre a população de *C. ruprechtiana*, que já em 2015 apresentava sinais de senescência, para o que provavelmente contribuiu a forte estiagem observada nos meses que antecederam a floração daquele ano, o que ajudaria a explicar a ausência de registros de recrutamento a partir de sementes. No ano seguinte, 2016, as abundantes chuvas neste mesmo período podem ter contribuído para uma maior sobrevivência das plantas adultas na população.

A informação dos coletores é que a "colheita" de pé-de-ouro (*C. elegans*) de 2016 foi bem prejudicada, pouca, e que no ano anterior (2015) as flores de janeirona (*C. ruprechtiana*) foram curtas, o que também foi observado e mensurado ao longo deste trabalho. É possível que o impacto das alterações climáticas seja grande sobre o turnover das populações estabelecidas de ambas as espécies, o que implica em safras também ruins ao menos no próximo ano (já que a perda de indivíduos adultos foi grande), possivelmente nos próximos 2 anos, considerando que teremos populações jovens se estabelecendo no lugar de populações maduras.

Apesar do impacto da mortalidade nas análises, os resultados obtidos apontam indícios importantes ao manejo integrado do fogo (MIF) do PNSV e sua relação com as populações de sempre-vivas. Os fatos indicam que as populações de *C. ruprechtiana* e *C. elegans* passam por um momento atípico no PNSV e região, com forte mortalidade de indivíduos adultos. Cabe recomendar, havendo as condições necessárias, que se evite a queima de campos **recém queimados** onde ocorrem populações importantes dessas espécies, de forma a evitar que um impacto significativo sobre a fração jovem das mesmas suceda outro já ocorrido sobre a fração

madura, ao longo da estiagem de 2015. Da mesma forma, os dados indicam potencial sensibilidade das populações de *C. elegans* à queima precoce, de forma que cabe o cuidado de se tentar restringir esta modalidade de manejo em sítios onde se concentram populações importantes da espécie, ao menos até que mais dados sejam obtidos por meio de monitoramentos, para a checagem desses padrões e eliminação de dúvidas. Em todos os casos, recomenda-se a realização de monitoramentos através dos protocolos simplificados que resultaram desse trabalho, durante a primeira fase dos estudos (Anexo 2).

5 - REFERÊNCIAS

- Bedê, L.C. 2006 Alternativas para o uso sustentado de sempre-vivas: efeitos do manejo extrativista sobre *Syngonanthus elegantulus* (Eriocaulaceae). 176p. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências Biológicas, UFMG, Belo Horizonte.
- Breshears, D. D., & Barnes, F. J. (1999). Interrelationships between plant functional types and soil moisture heterogeneity for semiarid landscapes within the grassland/forest continuum: a unified conceptual model. *Landscape Ecology*, 14(5), 465-478.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 387-394.
- Cerqueira, C. O., Funch, L. S., & Borba, E. L. (2008). The phenology of *Syngonanthus mucugensis* Giul. subsp. *mucugensis* and *S. curralensis* Moldenke (Eriocaulaceae) in Mucugê and Morro do Chapéu municipalities, Chapada Diamantina, Bahia State, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(4), 962-969.
- Coelho, F. F., Capelo, C., & Figueira, J. E. C. (2008). Seedlings and ramets recruitment in two rhizomatous species of Rupestrian grasslands: *Leiothrix curvifolia* var. *lanuginosa* and *Leiothrix crassifolia* (Eriocaulaceae). *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 203(2), 152-161.
- Coelho, F. F., Capelo, C., Ribeiro, L. C., & Figueira, J. E. C. (2008). Reproductive modes in *Leiothrix* (Eriocaulaceae) in south-eastern Brazil: the role of microenvironmental heterogeneity. *Annals of botany*, 101(3), 353-360.
- Cousins, S. A., & Lindborg, R. (2004). Assessing changes in plant distribution patterns—indicator species versus plant functional types. *Ecological Indicators*, 4(1), 17-27.
- de Oliveira, M. N. S., Cruz, L. I., & Tanaka, M. K. (2013). Collection time and seed germination of commercialized *Comanthera* (Eriocaulaceae) from Serra do Ambrósio, Minas Gerais. *Brazilian Journal of Botany*, 37(1), 19-27.
- de Oliveira, M. N. S., Cruz, S. M., de Sousa, A. M., da Conceição Moreira, F., & Tanaka, M. K. (2014). Implications of the harvest time on *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae) management in the state of Minas Gerais. *Brazilian Journal of Botany*, 1-9.
- Díaz, S., Cabido, M., & Casanoves, F. (1998). Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science*, 9(1), 113-122.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646-655.
- Dupré, C., & Diekmann, M. (2001). Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography*, 24(3), 275-286.

- Fichino, B., Fidelis, A., Schmidt, I., & Pivello, V. (2012). Effects of high temperatures on the germination of *Syngonanthus nitens* seeds: implications for management. *Acta Botanica Brasilica*, 26(2), 508-511.
- Figueira JEC. 1998. *Dinâmica de populações de Paepalanthus polyanthus (Eriocaulaceae) na Serra do Cipó, MG*. Campinas, SP: Universidade Estadual de Campinas.
- Funk, J. L., Cleland, E. E., Suding, K. N., & Zavaleta, E. S. (2008). Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(12), 695-703.
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J. & Zarovali, M. P. (2007). Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Annals of botany*, 99(5), 967-985.
- Giulietti N, Giulietti A, Pirani JR & Menezes NL. 1988. Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. *Acta bot. Bras.*, 1(2),179-193.
- Giulietti AM, Wanderley MGL, Longhi-Wagner HM, Pirani JR & Parra LR. 1996. Estudos em sempre-vivas: taxonomia com ênfase nas espécies de Minas Gerais, Brasil. *Acta bot. Bras.*, 10(2), 329-377.
- Gütschow-Bento, L. H., Castellani, T. T., Lopes, B. C., & Godinho, P. D. S. (2010). Clonal growth and phenology strategies of *Syngonanthus chrysanthus* Ruhland (Eriocaulaceae) in dune slacks at Joaquina Beach, Florianópolis, Santa Catarina state. *Acta Botanica Brasilica*, 24(1), 205-213.
- Instituto Terra Brasilis de Desenvolvimento Socioambiental (1999). *Projeto Sempre-Vivas: Subsídios Para seu Uso Sustentado*. Instituto Terra Brasilis, Belo Horizonte. 134 p.
- Johansson, V. A., Cousins, S. A., & Eriksson, O. (2011). Remnant populations and plant functional traits in abandoned semi-natural grasslands. *Folia Geobotanica*, 46(2-3), 165-179.
- Lavorel, S. & Cramer, W. (eds.) 1999. Plant functional types and disturbance dynamics. *J. Veg. Sci.*, 10, 603-730.
- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5), 545-556.
- Lefkovich, L. P. (1965). *The study of population growth in organisms grouped by stages*. *Biometrics*, 21, 1-18.
- Lloret, F., & Vilà, M. (2003). Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 14(3), 387-398.
- Miranda, C.A.K. (2002). *Paepalanthus polyanthus (Bong.) Kunth (Eriocaulaceae): espécie bioindicadora de biomassa vegetal aérea acumulada nos campos rupestres da Serra do Cipó após o fogo*. Tese de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Belo Horizonte.
- Martinelli, G., & Moraes, M. A. (2013). Livro vermelho da flora do Brasil. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. [<http://cncflora.ibri.gov.br/portal/pt-br/livro>]. (Acesso em: 14/10/2014).

- Ministério do Meio Ambiente (2008). *Instrução Normativa Nº 6, de 23 de setembro de 2008*. [\[http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=9452\]](http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=9452). Acessado em 10 outubro 2014.
- Neves, A.C.O.; Bedê, L.C. & Martins, R.P. (2011). Revisão sobre os Efeitos do Fogo em Eriocaulaceae como Subsídio para a sua Conservação. *Biodiversidade Brasileira*, (2), 50-66.
- Neves, A. C., Nogueira, F. B., de Assis, L. R., Paglia, A. P., Bedê, L. C., & Martins, R. P. (2014). Reproductive allocation in rhizomatous, seminiferous, and pseudoviviparous *Leiothrix* (Eriocaulaceae) species. *Plant Ecology*, 1-10.
- Niklas, K.J. (1994). *Plant Allometry: The scaling of form and process*. The University of Chicago Press, Chicago. 395p.
- Oriani, A., Sano, P. T., & Scatena, V. L. (2009). Pollination biology of *Syngonanthus elegans* (Eriocaulaceae–Poales). *Australian Journal of botany*, 57(2), 94-105.
- Pausas, J. G. (1999). Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. *Journal of Vegetation Science*, 10(5), 717-722.
- Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D. A., & Keeley, J. E. (2004). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85(4), 1085-1100.
- Ramos, C. O., Borba, E. L., & Funch, L. S. (2005). Pollination in Brazilian *Syngonanthus* (Eriocaulaceae) species: evidence for entomophily instead of anemophily. *Annals of Botany*, 96(3), 387-397.
- Richards, F.J. (1959). A flexible growth function for empirical use. *Journal of Experimental Botany*, 10(29), 290-300.
- Sano, PT; Giulietti, AM; Judice, DM; de Almeida Penedo, TS; Freitas, MF. (2013). Eriocaulaceae. In: Martinelli, G., & Moraes, M. A. (Orgs.). Livro vermelho da flora do Brasil. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. [\[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/livro\]](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/livro). (Acesso em: 14/10/2014).
- Schmidt, I. B., Figueiredo, I. B., & Scariot, A. (2007). Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *syngonanthus nitens* (bong.) ruhl. (eriacaulaceae), a NTFP from Jalapão region, central Brazil. *Economic Botany*, 61(1), 73-85.
- Schmidt, I. B., & Ticktin, T. (2012). When lessons from population models and local ecological knowledge coincide—Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian savanna. *Biological Conservation*, 152, 187-195.
- Suding, K. N., Collins, S. L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E. E., Gross, K. L. & Pennings, S. (2005). Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(12), 4387-4392.
- Walford, L.A. (1946). A new graphic method for describing the growth of animals. *Biological Bulletin*, 90, 141-147.
- Woodward, F.I. & Cramer, W. (1996). Plant functional types and climatic changes: Introduction. *J. Veg. Sci.*, 7, 306-308.

6. AGRADECIMENTOS

Os estudantes do curso de ciências biológicas da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) Kesley Henrique da Silva, Yrllan Sincura e Verônica Guedes Sena prestaram contribuição essencial ao desenvolvimento dos trabalhos de campo e processamento de amostras em laboratório.

As equipes de analistas, vigilantes e brigadistas do ICMBio prestaram apoio e participaram ativamente das atividades de instalação do experimento, coleta de dados em campo, queima controlada das parcelas do experimento e logística realizadas neste trabalho, além de contribuírem através de entrevistas e discussões sobre a temática das sempre-vivas e manejo do Parque Nacional das Sempre-Vivas.

A Professora Fabiane Nepomuceno Costa da UFVJM apoiou este trabalho cedendo acesso à infraestrutura de laboratórios e com a determinação taxonômica de sempre-vivas.