

**Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Departamento de Ecologia  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**Composição, estrutura e funcionamento de um cerrado sentido  
restrito submetido à adição de nutrientes em médio prazo**

**Tamiel Khan Baiocchi Jacobson**

**Brasília – DF  
Maio de 2009**

**Universidade de Brasília**

**Instituto de Ciências Biológicas  
Departamento de Ecologia  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**Composição, estrutura e funcionamento de um cerrado sentido  
restrito submetido à adição de nutrientes em médio prazo**

**Tamiel Khan Baiocchi Jacobson**

**Orientador: Profa. Mercedes Maria da Cunha Bustamante**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.**

**Brasília – DF**

**Maior de 2009**

Tamiel Khan Baiocchi Jacobson

**Composição, estrutura e funcionamento de um cerrado sentido restrito  
submetido à adição de nutrientes em médio prazo**

Tese aprovada junto ao Programa de Pós-Graduação em ecologia como requisitos  
parciais para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

**Banca Examinadora:**

---

Profa. Dra. Mercedes Maria da Cunha Bustamante  
Orientadora - UnB

---

Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli  
Membro titular - USP

---

Profa. Dra. Dora Maria Villela  
Membro titular - UENF

---

Profa. Dra. Helena Castanheira de Moraes  
Membro titular - UnB

---

Prof. Dr. Manoel Cláudio da Silva Júnior  
Membro titular - UnB

O homem entra na floresta,

Cai a primeira árvore,  
o homem é herói...

Caem milhares de árvores,  
o homem é poderoso...

Cai a última árvore,  
o homem cai junto.

O homem entra no deserto,

nasce a primeira árvore,  
o homem é herói...

nascem milhares de árvores,  
o homem é poderoso...

nasce uma floresta,  
o homem nasce junto.

Dedico este trabalho a Emir Baiocchi, por ter me mostrado a natureza, e a Eduardo Jacobson, por ter me apresentado aos livros.

Aos meus amados pais, esposa e filhos, que sempre me apoiaram.

## **Agradecimentos**

São inúmeras as pessoas que me ajudaram direta ou indiretamente ao longo da realização deste trabalho, sendo impossível mencionar todas, entretanto, estou especialmente grato a:

Minha orientadora Mercedes Bustamante, por ter estado sempre presente em todos os momentos durante a realização da tese. Valeu professora!!!

Aos amigos do laboratório de Ecologia módulo 6, pois sem eles eu não teria conseguido realizar este trabalho: Regina Sartori, Salomão, Gilbertosco, Lucas “Fí di vó”, Amanda, Lícia, Felipe, Milene, Gleide, Darlan, Karla, Naiara, Aninha, Rafael “jacaré”, Ricardo “tô de boa”, Lucíola, Êrika, Luciana, Viviane e Daniel Papa.

Aos membros da banca examinadora.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

Ao Rocha, pela amizade e pela preciosa ajuda no campo.

A todos os funcionários da Reserva Ecológica do IBGE.

Ao pessoal da secretaria: Fabiana, Irióde, Fábio e Thaís.

A Alessandra, Memel e Cauã, por terem me suportado durante a redação da tese.

Aos amigos Janaína, Felipão, Caio Rebula, Adnilton, Marília, Ana Hermínea, Xitão, Patrícia, Sheila, Fred Taka, Davi Rossatto, Prof. Valdir Pessoa, Fernando, Ivan, Maria Luíza, Hélder, Artur, Cíntia, Davi Pantoja, Valdir, Lucas Carvalho, Naomi, Philippe Bucher, Randol, Catarina, Anita, Amartya, Saulo, Rômulo, Henrique Cruvinel, Luís, Daniel Vieira, Vítor, Pablo, Samuel Astete, Raoni, Roger, Tales, Rogério, Galiana, Alex, Iona’i e Karina.

Aos meus grandes amigos Fabrício Carvalho “toscão” e Gilberto Cosac, pelas horas de descontração ética, com conversas científicas e muito Rock’n’ roll.

## ÍNDICE

LISTA DE TABELAS E FIGURAS.....	vii
LISTA DE ANEXOS .....	xv
Resumo geral.....	I
General.abstract.....	III
1. Introdução geral.....	1
2. Área do estudo.....	4
2.1. Caracterização climatológica .....	4
2.2. Tratamentos de fertilização .....	7
<b>Capítulo I - Características químicas do solo e fitossociologia de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes</b>	
Resumo.....	8
Abstract .....	9
<b>1. Introdução</b> .....	10
<b>2. Material e Método</b> .....	13
2.1. Amostragem e determinação dos nutrientes do solo.....	13
2.2. Amostragem da vegetação lenhosa .....	13
2.3. Análises estatísticas.....	14
2.3.1. Solos.....	14
2.3.2. Vegetação lenhosa.....	14
<b>3. Resultados</b> .....	15
3.1. Propriedades químicas do solo.....	15
3.2. Composição florística.....	26
3.2.1. Área total (0,45ha).....	26
3.2.2. Tratamentos (Parcelas).....	26
3.2.3. Índice de valor de importância (IVI).....	28
3.2.4. Distribuição dos diâmetros.....	29
<b>4. Discussão</b> .....	32
4.1. Adição de fertilizantes e disponibilidade de nutrientes no solo.....	32
4.2. Dinâmica de nutrientes em solos de cerrado sentido restrito submetidos à fertilização .....	34
4.3. Fertilização, composição e estrutura da vegetação .....	36
<b>5. Conclusões</b> .....	41
<b>Capítulo II – Produção, qualidade e decomposição da serapilheira em um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes</b>	
Resumo.....	42
Abstract .....	44
<b>1. Introdução</b> .....	45
<b>2. Material e Método</b> .....	48
2.1. Produção de serapilheira .....	48
2.2. Composição química da serapilheira, fluxo e eficiência no uso de nutrientes (EUN).....	48
2.3. Decomposição da serapilheira.....	49
2.4. Composição química da serapilheira em decomposição.....	50
2.5. Análise estatística dos dados .....	50
2.5.1. Produção, composição química da serapilheira, fluxo e eficiência no uso de nutrientes. ..	50
2.5.2. Decomposição e composição química da serapilheira em decomposição .....	51
<b>3. Resultados</b> .....	51
3.1. Produção de serapilheira .....	51
3.1.1. Produção de serapilheira no período pré-fogo .....	52
3.1.2. Produção de serapilheira no período pós-fogo (2006/7 a 2007/8) .....	54

3.1.3. Produção de serapilheira nos 32 meses de análise (entre janeiro e agosto de 2005 e entre junho de 2006 e maio de 2008).....	61
3.2. Composição química da serapilheira foliar.....	64
3.3. Concentração e fluxo de nutrientes via serapilheira foliar.....	65
3.3.1. Nitrogênio.....	65
3.3.2. Fósforo.....	66
3.3.3. Potássio.....	70
3.3.4. Cálcio.....	70
3.3.5. Magnésio.....	74
3.3.6. Enxofre.....	74
3.4. Eficiência no uso de nutrientes (EUN).....	78
3.5. Decomposição da serapilheira foliar.....	78
3.6. Concentração e perda de massa de nutrientes na serapilheira em decomposição.....	80
<b>4. Discussão.....</b>	<b>85</b>
4.1. Produção de serapilheira.....	85
4.2. Concentração, fluxo e eficiência no uso de nutrientes (EUN).....	89
4.3. Decomposição e concentração inicial de nutrientes da serapilheira foliar.....	95
4.4. Perda de massa e imobilização de nutrientes na serapilheira.....	98
<b>5. Conclusões.....</b>	<b>101</b>

### **Capítulo III – Efeitos da adição de nutrientes na concentração de nutrientes, fenóis totais e taninos em folhas de espécies lenhosas de um cerrado sentido restrito do Brasil Central**

Resumo.....	102
Abstract.....	103
<b>1. Introdução.....</b>	<b>104</b>
<b>2. Material e método.....</b>	<b>108</b>
2.1. Espécies.....	108
2.2. Coleta e análise de solo.....	109
2.3. Coletas e análise foliares.....	109
2.4. Determinação de Polifenóis.....	109
2.4.1. Extração:.....	109
2.4.2 Determinação de fenóis totais.....	110
2.4.3 Determinação de taninos.....	110
2.5. Determinação dos nutrientes foliares.....	110
2.6. Análise estatística dos dados.....	111
<b>3. Resultados.....</b>	<b>111</b>
3.1. Fenóis totais e taninos.....	112
3.2. Nutrientes minerais foliares.....	116
3.3. Razão N:P Foliar.....	127
3.4. Relação entre nutrientes foliares e polifenóis.....	127
<b>4. Discussão.....</b>	<b>130</b>
4.1. Fenóis totais e taninos.....	130
4.2. Fenóis totais e taninos entre estádios fenológicos.....	132
4.3. Nutrientes foliares.....	134
4.4. Nutrientes foliares, fenóis totais e taninos entre grupos fenológicos.....	137
<b>5. Conclusões.....</b>	<b>140</b>
Considerações Finais.....	141
Referências Bibliográficas.....	143
ANEXOS.....	158



## LISTA DE TABELAS E FIGURAS

### Área de estudo

**Tabela 1.** Precipitação total anual, máxima e mínima mensal e porcentagem da precipitação total nos meses secos e chuvosos; temperatura média do ar (mínima e máxima mensal) e umidade relativa do ar (mínima e máxima mensal) na Reserva Ecológica do IBGE durante os anos 2005, 2006 e 2007.....6

**Figura 1.** Mapa de vegetação da RECOR-IBGE. A área do quadrado vermelho representa a localização do experimento de fertilização.....5

**Figura 2.** Precipitação média mensal (mm pluviométricos), temperatura média do ar (máxima, média e mínima em °C) entre janeiro de 2005 e julho de 2008 na Reserva Ecológica do IBGE.....6

**Figura 3.** Desenho experimental do experimento de fertilização localizado na Reserva Ecológica do IBGE.....7

### Capítulo I. Características químicas do solo e fitossociologia de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes.

**Tabela 1.** Densidade, riqueza, número de gêneros e famílias, índices de diversidade de Shannon (H') e Pielou (J) da flora lenhosa contida nas parcelas do tratamento controle e nas parcelas dos tratamentos de fertilização em um cerrado sentido restrito do Distrito Federal. Cada tratamento representa uma área de 900 m<sup>2</sup>. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Diversity t- test, p<0,05).....27

**Tabela 2.** Valores de pH em água e concentração dos elementos N (g.kg<sup>-1</sup>), P, Ca, Mg e Al (mg.kg<sup>-1</sup>) na camada superficial (0-10 cm) e em 40-50 cm de profundidade nos anos 2005 (Saraceno, 2006) e 2007 (presente trabalho) em um latossolo vermelho submetido a tratamentos de fertilização.....35

**Figura 1.** Valores de pH do solo (em água e CaCl<sub>2</sub>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).....16

**Figura 2.** Conteúdo de carbono orgânico do solo (g.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).....17

**Figura 3.** Concentrações de N total no solo (g.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).....18

- Figura 4.** Concentrações de N total, N inorgânico, N-NO<sub>3</sub>, N- NH<sub>4</sub> (mg.kg<sup>-1</sup>) no solo entre 0-10 cm em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. \* indica diferenças em relação ao tratamento controle (Teste t de Student, p < 0,05).....19
- Figura 5.** Concentrações de P disponível no solo (mg.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).....20
- Figura 6.** Concentrações de K disponível no solo (mg.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).....21
- Figura 7.** Concentrações de Ca disponível no solo (mg.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).....22
- Figura 8.** Concentrações de Mg disponível no solo (mg.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).....23
- Figura 9.** Concentrações de Al disponível no solo (mg.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).....24
- Figura 10.** Concentrações de Fe disponível no solo (mg.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média.....25
- Figura 11.** Curva de rarefação (em vermelho) com valores medianos de riqueza de espécies e seus limites de confiança inferiores e superiores (95%) para a vegetação das 20 parcelas (0,45 ha) do experimento de fertilização.....27
- Figura 12.** Distribuição em classes de diâmetro dos indivíduos lenhosos amostrados nas parcelas dos cinco tratamentos em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Valores sobre as barras indicam o número de indivíduos amostrados para cada classe de diâmetro (limite de inclusão: CAS > 5cm; diâmetro > 1,59cm).....31
- Capítulo II. Produção, qualidade e decomposição da serapilheira em um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes.**
- Tabela 1.** Produção de serapilheira fração folhas, miscelânea e gramínea (média ± Dp; Kg.ha.ano<sup>-1</sup>) e as respectivas porcentagens em relação à produção total (entre parênteses) nos anos 2005 (pré-fogo), 2006/7 e 2007/8 (pós-fogo) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. \* representa diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnet, p>0,05).....60

- Tabela 2.** Produção de serapilheira (média  $\pm$  desvio padrão, kg.ha<sup>-1</sup>) em 32 meses (2,67 anos) e comparação entre os anos de produção de serapilheira total, fração folha, miscelânea e gramínea e suas respectivas porcentagens em relação ao total (entre parênteses), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.\* representa diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p > 0,05$ ).....62
- Tabela 3.** Média da concentração mensal de nutrientes na serapilheira foliar (mg.g<sup>-1</sup>) durante o primeiro período (junho a setembro de 2006) e o segundo período pós-fogo (junho a setembro 2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.....65
- Tabela 4.** Estimativa (média  $\pm$  desvio padrão) da eficiência do uso de nutrientes (EUN) na serapilheira foliar em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Letras indicam diferenças na EUN entre períodos (Bonferroni  $p < 0,05$ ). \* indica diferença com o tratamento controle no mesmo período (\*Dunnett  $p < 0,1$ ; \*  $p < 0,05$ ).....79
- Tabela 5.** Equações, valores de R<sup>2</sup>, F e p das regressões exponenciais negativas da porcentagem de massa remanescente de serapilheira foliar. Valores de porcentagem de massa remanescente (%M. rem.), constante de decomposição k, meia vida T 50%, tempo de residência (T. res.) da serapilheira e a diferença com o tratamento controle (em parênteses) expresso em anos, em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. \* representa diferenças significativas com o tratamento controle (teste de t;  $p < 0,05$ ).....79
- Tabela 6.** Estimativa da perda de massa percentual dos nutrientes no final do processo de decomposição para cada tratamento em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.....84
- Tabela 7.** Percentual de produção da serapilheira foliar, miscelânea e total no primeiro e segundo ano pós-fogo e produção média do período pós-fogo em relação à produção observada no período pré-fogo para cada tratamento, em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.....89
- Tabela 8.** Estimativa da eficiência de retranslocação de N e P (%) calculada a partir da concentração média de N e P nas folhas maduras de seis espécies dominantes na área e da concentração média destes elementos da serapilheira foliar dos coletores de “litterfall”.....93
- Tabela 9.** Valor médio de EUN dos tratamentos de fertilização entre os períodos pós-fogo, valores de EUN registrados em áreas de cerrado sentido restrito queimado e protegido do fogo e valores de EUN para uma mata de galeria em diferentes gradientes de umidade.....95
- Figura 1.** Produção de serapilheira total (A), foliar (B) e miscelânea (C) (kg.ha<sup>-1</sup>) no período pré-fogo (janeiro a agosto de 2005) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média.....52
- Figura 2.** Produção mensal de serapilheira total (kg.ha<sup>-1</sup>) durante o período pré-fogo (jan./ago. 2005) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....53
- Figura 3.** Produção mensal de serapilheira foliar (kg.ha<sup>-1</sup>) durante o período pré-fogo (jan./ago. 2005) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os

desvios padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....53

**Figura 4.** Produção mensal de serapilheira fração miscelânea ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o período pré-fogo (jan./ago. 2005), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....54

**Figura 5.** Produção de serapilheira total ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) no primeiro (A) e no segundo ano pós-fogo (B); produção de serapilheira foliar ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) no primeiro (C) e no segundo ano pós-fogo (D); produção de serapilheira miscelânea ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) no primeiro (E) e no segundo ano pós-fogo (F) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças com o tratamento controle (Dunnett;  $p < 0,05$ ).....56

**Figura 6.** Produção mensal de serapilheira total ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o primeiro ano pós-fogo (junho de 2006 a maio de 2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....57

**Figura 7.** Produção mensal de serapilheira total ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o segundo ano pós-fogo (junho de 2007 a maio de 2008), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....57

**Figura 8.** Produção mensal de serapilheira fração folhas ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o primeiro ano pós-fogo (junho de 2006 a maio de 2007), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....58

**Figura 9.** Produção mensal de serapilheira fração folhas ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o segundo ano pós-fogo (junho de 2007 a maio de 2008), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....58

**Figura 10.** Produção mensal de serapilheira fração miscelânea ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o primeiro ano pós-fogo (junho de 2006 a maio de 2007), em um cerrado sentido restrito, submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....59

**Figura 11.** Produção mensal de serapilheira fração miscelânea ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o segundo ano pós-fogo (junho de 2007 a maio de 2008), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ )..... 59

**Figura 12.** Produção de serapilheira total (a) ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), serapilheira foliar (b) e serapilheira fração miscelânea (c) durante o período entre 2005-2008 (32 meses de coleta) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. \* indica diferença de produção média com o tratamento controle (Dunnett;  $p < 0,05$ ).....62

**Figura 13.** Produção mensal de serapilheira total ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o período entre 2005 e 2008 (32 meses de coleta) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. As linhas sem conectividade entre agosto de 2005 e junho de 2006 representam a queimada ocorrida na área.....63

**Figura 14.** Produção mensal de serapilheira fração folha ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o período entre 2005 e 2008 (32 meses de coleta) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. As linhas sem conectividade entre agosto de 2005 e junho de 2006 representam a queimada ocorrida na área.....63

**Figura 15.** Produção mensal de serapilheira fração miscelânea ( $\text{kg}\cdot\text{ha}\cdot\text{mês}^{-1}$ ) durante o período entre 2005 e 2008 (32 meses de coleta) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. As linhas sem conectividade entre agosto de 2005 e junho de 2006 representam a queimada ocorrida na área.....64

**Figura 16. a)** Concentração média de N na serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e **b)** Fluxo total de N via serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo período pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças entre os anos (Bonferroni,  $p<0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ).....68

**Figura 17. A)** Concentração mensal de N na serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de N via serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $P<0,1$ ).....68

**Figura 18. A)** Concentração média de P na serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de P via serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo período pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre períodos (Bonferroni,  $p<0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ).....69

**Figura 19. A)** Concentração mensal de P na serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de P via serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo período pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $P<0,1$ ).....69

**Figura 20. A)** Concentração média de K na serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de K via serapilheira foliar ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre os anos (Bonferroni,  $p<0,1$  para concentração e  $p<0,05$  para fluxo). \* indica diferença significativa com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ).....72

**Figura 21. A)** Concentração mensal de K na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de K via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett  $p < 0,1$ ).....72

**Figura 22. A)** Concentração média de Ca na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de Ca via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre os anos (Bonferroni,  $p < 0,01$  para concentração e  $p < 0,05$  para fluxo). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ) \* (Dunnett,  $P < 0,1$ ).....73

**Figura 23. A)** Concentração mensal de Ca na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de Ca via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ ).....73

**Figura 24. A)** Concentração média de Mg na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de Mg via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre os anos (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ ).....76

**Figura 25. A)** Concentração mensal de Mg na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de Mg via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ ).....76

**Figura 26. A)** Concentração média de S na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de S via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre os anos (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ ).....77

**Figura 27. A)** Concentração mensal de S na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de S via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ ).....77

**Figura 28.** Percentual de massa remanescente, valor da constante de decomposição k e tempo para decomposição de 50% da serapilheira foliar durante 1,24 anos de incubação em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. \* representa diferenças significativas com o tratamento controle (teste de t;  $p < 0,05$ ).....80

**Figura 29.** Variação na concentração dos nutrientes N (A), P (B) e K (C) ao longo do processo de incubação nos tempo 0 (outubro/06), tempo 1 (dezembro/06, 61 dias), tempo 4 (junho/07 – 248 dias) e tempo 7 (janeiro/07 – 453 dias) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras indicam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas de concentração com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). Letras diferentes indicam diferenças na concentração ao longo do processo de incubação da serapilheira (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....82

**Figura 30.** Variação na concentração dos nutrientes Ca (A), Mg (B) e S (C) ao longo do processo de incubação nos tempos 0 (outubro/06), tempo 1 (dezembro/06, 61 dias), tempo 4 (junho/07 – 248 dias) e tempo 7 (janeiro/07 – 453 dias) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras indicam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas de concentração com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). Letras diferentes indicam diferenças na concentração ao longo do processo de incubação da serapilheira (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....83

**Figura 31.** Estimativas das perdas percentuais de massa de nutrientes considerando a média da concentração e a média de perda de massa da serapilheira foliar ao longo do processo de incubação em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.....84

### Capítulo III – Efeitos da adição de nutrientes na concentração de nutrientes, fenóis totais e taninos em folhas de espécies lenhosas de um cerrado sentido restrito do Brasil Central

**Tabela 1.** Altura (m) e circunferência (cm) (média e desvio padrão) dos indivíduos das espécies lenhosas selecionados dentro de cada tratamento (n=5 e n=4 para *C. brasiliense* nos tratamentos N e NP). BS (*Blepharocalyx salicifolius*); CB (*Caryocar brasiliense*); DM (*Dalbergia miscolobium*); OH (*Ouratea hexasperma*); RM (*Roupala montana*); SF (*Styrax ferrugineus*).....109

**Figura 1.** Conteúdo de fenóis totais (% massa seca de folhas) em folhas em brotação (B), jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas *C. brasiliense*, *B. salicifolius*, *D. miscolobium* e sempre verdes *O. hexasperma*, *R. montana* e *S. ferrugineus*. Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....114

**Figura 2.** Conteúdo de taninos (% massa seca de folhas) em folhas em brotação (B), jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas *C. brasiliense*, *B. salicifolius*, *D. miscolobium* e sempre verdes *O. hexasperma*, *R. montana* e *S. ferrugineus*. Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....115

**Figura 3.** Conteúdo de N foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....120

**Figura 4.** Conteúdo de P foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....121

**Figura 5.** Conteúdo de K foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....122

**Figura 6.** Conteúdo de Ca foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....123

**Figura 7.** Conteúdo de Mg foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....124

**Figura 8.** Conteúdo de S foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies e sempre verdes sob quatro tratamentos (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....125

**Figura 9.** Conteúdo de Fe foliar ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).....126

**Figura 10.** (A) Razão N:P foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) dos indivíduos localizados na parcelas dos tratamentos de fertilização e nas parcelas controle. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). (B) Regressão linear entre as concentrações de N e P foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) dos indivíduos nas parcelas dos quatro tratamentos ( $p < 0,05$ ).....128

**Figura 11.** Razão N:P foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).....129



## LISTA DE ANEXOS

- Anexo 1.** Propriedades químicas do solo (média e desvio padrão) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (n=4). \* indica diferenças com o tratamento controle (t-test, \*p<0,05; \*\*p<0,01).....159
- Anexo 2.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento controle). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).....160
- Anexo 3.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento Nitrogênio). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).....162
- Anexo 4.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento Cálcio). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).....164
- Anexo 5.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento Fósforo). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).....166
- Anexo 6.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento Nitrogênio+fósforo). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).....168
- Anexo 7.** Concentração média e desvio padrão (n=5 e n=4) de fenóis totais (FT) e taninos (Tan.) (% massa seca de folha) em folhas em brotação (Brot.), jovens (Jov.) e maduras (Mad.) de seis espécies lenhosas de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nitrogênio (N), fósforo (P) e nitrogênio + fósforo (NP). (CB – *Caryocar brasiliense*; BS – *Blepharocalix salicifolius*; DM- *Dalbergia miscolobium*, OH- *Ouratea hexasperma*; RM – *Roupala montana*; SF- *Styrax ferrugineus*).....170
- Anexo 8.** Concentração de nutrientes (média e desvio padrão, n=5 e n=4) em folhas jovens (Jov.) e maduras (Mad.) de seis espécies lenhosas de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes (Cont. – sem adubação; N – adição de nitrogênio; P- adição de fósforo; NP- adição de nitrogênio + fósforo).....171

## **Composição, estrutura e funcionamento de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes em médio prazo.**

### **Resumo geral**

A composição, estrutura e o funcionamento de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes em médio prazo foram avaliados através de um experimento de fertilização, localizado na Reserva Ecológica do IBGE (Brasília, DF, Brasil). Entre 1998 e 2006 foram aplicados  $100 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$  de N na forma de Sulfato de amônio (tratamento N),  $100 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$  de P na forma de superfosfato simples (tratamento P),  $100 \text{ kg.ha.ano}^{-1}$  de N e P em combinação (tratamento NP) e  $4 \text{ t.ha.ano}^{-1}$  de Ca na forma de calcário dolomítico e gesso agrícola (tratamento Ca). O delineamento experimental utilizado foi o completamente casualizado, com quatro tratamentos de fertilização e um tratamento não fertilizado (controle), replicados quatro vezes em parcelas de  $225 \text{ m}^2$  separadas por uma distância mínima de 10 m. Um incêndio acidental ocorrido em setembro de 2005 queimou as parcelas do experimento. Após nove anos de fertilizações periódicas, houve diminuição do pH e aumento nas concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  e Al disponível no solo das parcelas dos tratamentos N e NP. A concentração de P disponível aumentou no solo das parcelas dos tratamentos P e NP e observou-se aumento na concentração de Ca disponível no solo das parcelas dos tratamentos P e Ca. No solo das parcelas do tratamento Ca também ocorreu aumento do pH e da concentração de Mg e diminuição das concentrações de K e Al, com completa neutralização do Al nas camadas entre 10-20 cm e 40-50 cm de profundidade. Na área do experimento (0,45 ha) foram amostrados 2258 indivíduos arbóreos e arbustivos com CAS > 5 cm, pertencentes a 82 espécies e 39 famílias. Nas parcelas do tratamento Ca observou-se os maiores valores de densidade de indivíduos e riqueza de espécies e o maior número de indivíduos pertencentes à primeira classe de diâmetro. O tratamento NP apresentou menor densidade de indivíduos e menor riqueza de espécies. Os tratamentos com adição de N (na forma isolada e combinada) apresentaram menor similaridade florística em relação ao controle, menor equitabilidade e diversidade de espécies. Nestes tratamentos observou-se modificação nos padrões de densidade e dominância, que foram influenciados pelas respostas individuais de espécies adultas que aumentaram a dominância e pelas espécies regenerantes que responderam a fertilização com acréscimo na densidade. Durante o primeiro ano pós-fogo observou-se maior produção de serapilheira foliar e miscelânea nas parcelas do tratamento NP e menor produção de serapilheira foliar nas parcelas do tratamento P. Os tratamentos P e NP apresentaram maior produção de serapilheira miscelânea no segundo ano pós-fogo. Agregando a produção de serapilheira nos períodos pré e pós-fogo, observou-se maior produção de serapilheira total e miscelânea nas parcelas do tratamento NP e menor produção de serapilheira foliar nas parcelas do tratamento P. A adição de N propiciou maior recuperação da produção de serapilheira foliar no período pós-fogo em relação à produção observada no período pré-fogo, enquanto que os tratamentos P e NP apresentaram serapilheira com maior proporção de material lenhoso em relação aos demais tratamentos. A concentração e o fluxo de S (presente na fórmula dos fertilizantes utilizados) aumentaram na serapilheira de todos os tratamentos fertilizados, o que levou a menor EUN para S nos tratamentos de fertilização em relação ao observado nas parcelas controle. No segundo período pós-fogo os fluxos sofreram maior incremento que a concentração de nutrientes, o que evidencia que a alteração nos fluxos foi mais dependente da produção de serapilheira que da concentração de nutrientes na serapilheira. O aumento

nos fluxos de nutrientes no segundo período pós-fogo acarretou em maior EUN em relação ao período anterior. As taxas de decomposição da serapilheira foliar aumentaram nas parcelas dos tratamentos P e NP, onde observou-se maiores concentrações iniciais de N, P e S. Com exceção dos nutrientes S (em todos tratamentos fertilizados) e N (no tratamento N), a adição de N, P e NP ocasionou maior retenção dos nutrientes na serapilheira em relação ao observado nas parcelas controle. Em nível de espécie, as concentrações foliares de N, P, K, Ca, Mg, S e Fe de seis espécies dominantes na área, sendo três brevidecíduas (*Caryocar brasiliense*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Dalbergia miscolobium*) e três sempre-verdes (*Ouratea hexasperma*, *Roupala montana* e *Styrax ferrugineus*) não apresentaram um padrão consistente em resposta a fertilização, com exceção do aumento das concentrações de Ca e S (que ocorreu em todas as espécies analisadas nas parcelas dos tratamentos P e NP) e diminuição na razão N:P foliar, que ocorreu em quatro espécies. As brevidecíduas apresentaram maiores concentrações foliares de N, P, K, Mg, de fenóis totais e taninos e menores concentrações de Ca e S que as espécies sempre verdes. A concentração de fenóis totais foi positivamente relacionada às concentrações de N, P e razão N:P foliar e as concentrações de fenóis totais e taninos foram inversamente relacionadas com as concentrações de Ca, Mg, S e Fe nas folhas. Os fenóis totais e taninos apresentaram uma tendência de diminuição na concentração com a maturidade foliar, com exceção das sempre verdes *R. montana* e *S. ferrugineus*. Os resultados deste trabalho demonstram que a fertilização altera a disponibilidade de nutrientes no solo e que as respostas da vegetação são mais evidentes em grupos fenológicos que em espécies individuais. A alteração do status nutricional do solo alterou os padrões de densidade e dominância da vegetação, com um aumento na produção primária líquida e na velocidade de decomposição de uma serapilheira nutricionalmente mais rica. Entretanto, os nutrientes são retidos pela comunidade de decompositores, que como a vegetação, aparenta ser co-limitada.

## Composition, structure and functioning of a Neotropical savanna under medium term nutrient addition

### General abstract

Composition, structure and functioning of a Neotropical savanna under medium term nutrient addition were determined through a fertilization experiment located in Reserva Ecológica do IBGE (Brasília, DF, Brazil). 100 kg.ha.y<sup>-1</sup> of N as ammonium sulphate (N plots), 100 kg ha y<sup>-1</sup> of P as simple superphosphate (P plots), 100 kg. ha.y<sup>-1</sup> of N and P in combination (NP plots) and 4 t.ha.y<sup>-1</sup> of Ca as lime and gypsum (Ca plots) were applied between 1998 and 2006. We use a completely randomized design with four fertilization treatments and one unfertilized treatment (control) with four replications in 225 m<sup>2</sup> plots, separated by a minimum distance of 10 m. In September 2005 an accidental fire occurred, burning the experimental plots. After nine years of regular fertilizations, decrease in soil pH and increase N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and Al concentrations in N and NP plots. There was an increase in soil P concentration in P and NP plots and increase in Ca concentration in P and Ca plots. We observed an increase in soil pH and Mg concentrations and decreased K and Al concentrations, with complete Al neutralization between 10-20 cm and 40-50 cm deep. 2258 individuals of trees and shrubs with circumference in soil height > 5 cm were sampled in experimental area (0.45 ha), belonging to 82 species and 39 families. Ca plots showed highest individuals density and species richness and higher individual's number belonging to first diameter class. NP plots showed the lowest individuals density and species richness. The N plots (as isolated and combined) showed lower floristic similarity in relation to the control plots, lower equitability and species diversity. In these treatments we observed changes in density and dominance patterns of which were influenced by individual responses of adults' species who showed an increase in dominance and the regenerating species who responded to fertilization with increase in density. During the first post-fire year we observed higher leaf litter and miscellaneous production in NP plots and lower leaf litter production in P plots. P and NP plots showed higher miscellaneous litter production in the second post-fire year. Adding the litter production in pre and post-fire periods, there was increased total litter and miscellaneous production in NP plots and lower leaf litter production in P plots. The N addition provided higher recovery of leaf litter production in post-fire relative to pre-fire production, while P and NP plots had higher wood proportion in total litter relative to other treatments. The litter S concentration and fluxes (present in applied fertilizer) increased in all fertilized treatments, which led to lower S NUE in the fertilized plots in relation to that observed in control plots. The fluxes increased more than litter nutrients concentration in the second post-fire period, which shows that fluxes change was more dependent on litter production than litter nutrient concentrations. The increased nutrient flux in second post-fire period resulted in higher NUE relative to the previous period. Leaf litter decomposition rates increased in P and NP plots, where there was higher initial N, P and S concentrations in litter. With the exception of S (in all fertilized treatments) and N (in N plots), N, P and NP addition resulted in higher nutrients litter retention relative to the control plots. On the species level, N, P, K, Ca, Mg, Fe and S leaf concentrations of six dominant species, three brevideciduous (*Caryocar brasiliense*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Dalbergia miscolobium*) and three evergreen (*Ouratea hexasperma*, *Styrax ferrugineus* and *Roupala montana*) did not show a consistent pattern in response to fertilization, except for increased Ca and S foliar concentrations (which occurred in all analyzed species in P and NP plots) and a decrease in leaf N: P ratio, which occurred in four species. Brevideciduous species showed higher N, P, K, Mg, total phenol and tannin leaf concentrations and lower Ca and S concentrations than evergreen species. Total phenols leaf concentration was positively related to N and P leaf concentrations, and

total phenol and tannin concentrations were inversely related to Ca, Mg, S and Fe foliar concentrations. Total phenol and tannin concentrations showed a decrease trend with leaf maturity, except in *R. montana* and *S. ferrugineus*. These results show that fertilization alters the soil nutrients availability, and vegetation responses are more apparent in phenological groups than in individual species. Changes in soil nutritional status changed vegetation dominance and density patterns, increased net primary production and litter decomposition rate of a nutritionally rich litter. However, the nutrients are retained by the decomposers community, which as vegetation, appears to be co-limited.

## 1. Introdução geral

O desenvolvimento tecnológico da crescente população humana tem refletido em drásticas modificações na maneira de como os ecossistemas são ocupados. A demanda crescente pelo fornecimento de bens e serviços altera o funcionamento e a estrutura dos ecossistemas. As mudanças no uso da terra são, e provavelmente continuarão a ser, o mais importante dos muitos componentes que interagem nas mudanças ambientais globais que afetam sistemas ecológicos. A dinâmica dos ecossistemas depende das interações entre os ciclos biogeoquímicos, os quais podem ser modificados em grande escala pelas atividades humanas. A alteração dos ciclos do carbono, da água e do nitrogênio, e a grande quantidade de gases oxidados na atmosfera devido a ações antrópicas afetam profundamente a biogeoquímica e o clima da Terra (Vitousek et al, 1997).

Além da crescente transformação de áreas naturais em urbanas, a contínua adição de nutrientes devido à alta intensificação agrícola mundial (Matson et al, 1997; Tilman et al, 2002) e a alteração do regime e frequência de queimadas em nível global (Bowman et al, 2009; Krawshuk et al, 2009) também contribuem para o aumento dos níveis de nutrientes na biosfera. A imensa introdução de nutrientes antropogênicos nos ecossistemas aumentou os ciclos globais de N e P em 100% e 400% após a revolução industrial (Falkowski et al, 2000). O ciclo global de N foi alterado pelas atividades humanas em extensão que tal que mais N é fixado anualmente por atividades antrópicas que por todos meios naturais combinados (Vitousek, 1994). Estima-se que a taxa média de deposição atmosférica de N nos 34 hotspots mundiais de biodiversidade no ano de 2050 será o dobro das taxa média de deposição atmosférica observada em todos os ecossistemas terrestres durante o meio dos anos noventa (Phoenix et al, 2006). Além disso, as altas concentrações de N na biosfera interagem com os ciclos amplificados de carbono e enxofre, com conseqüências climáticas em nível global (Gruber e Galloway, 2008).

O aumento na quantidade de N, através de deposição atmosférica ou fertilização, tem sido reconhecido como um dos principais causadores de mudanças na composição de espécies vegetais em ampla gama de ecossistemas (Suding et al, 2005, Clark e Tilman, 2008; Bobbink et al, 2009). Segundo Bobbink et al (2009) o aumento na disponibilidade de N influencia na composição e diversidade de espécies devido a mudanças nas interações competitivas entre os vegetais, seja por efeitos diretos da toxicidade de gases nitrogenados e aerossóis ou por toxidez a amônio onde o nitrato é a forma predominante de N no solo. O aumento da acidez do solo, com acréscimo na lixiviação de cátions e aumento nas concentrações de Al, bem como o aumento da suscetibilidade a estresse e distúrbios são alguns dos efeitos que afetam a diversidade de espécies perante o aumento nas concentrações de N. Além disso, a mudança nas interações competitivas em resposta a alteração da quantidade de N pode ser influenciada por outros fatores edáficos, como a limitação por P.

Segundo Menge e Field (2007), o aumento na deposição atmosférica de N aliada ao aumento da concentração atmosférica de CO<sub>2</sub> estimula a produtividade primária líquida, aumentando a demanda ou a limitação por P. Segundo os autores, a diminuição da limitação por N pode provocar um aumento na limitação por P em vários ecossistemas onde o N é limitante. O aumento na limitação por P pode modificar a comunidade de plantas pelo aumento da demanda de P orgânico, elevando os níveis da enzima fosfatase nas plantas e microrganismos. Isto representa um sinal de estresse por fósforo, que induz uma mudança de limitação de N para P, favorecendo espécies que podem utilizar formas de P orgânico no solo (Turner, 2008).

Por outro lado, o aumento na disponibilidade de P pode levar a mudanças na comunidade por favorecer espécies que são adaptadas a utilizar fosfato inorgânico dissolvido. Entretanto, o aumento na disponibilidade de P pode causar toxidez em plantas de solos antigos e intemperizados. Espécies adaptadas a baixas concentrações de P inorgânico no solo costumam apresentar maior sensibilidade ao P devido à baixa capacidade homeostática de regulação da absorção deste nutriente, acumulando-o em níveis tóxicos (Turner, 2008; Lambers et al, 2008). Esta toxidez por P pode ser intensificada em solos com baixa disponibilidade de Zn (Loneragan et al, 1979).

Contudo, o efeito da alteração da concentração de um nutriente em particular pode ser manifestado não somente por mudanças quantitativas, mas também por mudanças qualitativas na natureza da limitação. Segundo Elser et al (2007), a limitação por N e P é equivalente em ecossistemas terrestres e o suprimento e demanda destes nutrientes são significativamente correlacionados. Sendo assim, a adição de um nutriente causa uma modesta limitação pelo outro, e a diminuição na limitação de ambos tem efeitos sinérgicos positivos na produção primária líquida em vários ecossistemas terrestres. Os autores sugerem que há uma relação estequiométrica para o suprimento de N e P, sendo que esta estequiometria ordena a produção primária dos autótrofos por se relacionar com o balanço celular entre a demanda pela síntese de proteínas ou pela síntese ATP e nucleotídeos.

Entretanto, o uso da estequiometria entre N e P como índice do status da limitação em ecossistemas tropicais com elevada biodiversidade, como o cerrado, pode não refletir o status nutricional destes ecossistemas. Segundo Townsend et al (2007), a maior variação observada na razão N:P foliar entre vários ecossistemas tropicais foi relacionada a diferenças individuais das espécies, onde a influência dominante na variação da razão N:P foliar foi a alta diversidade florística.

No caso do Cerrado, as respostas da vegetação a adição de nutrientes podem ser bastante diversificadas. Este sistema apresenta pronunciada sazonalidade hídrica, com ocorrência frequente de queimadas naturais. O ciclo de N é conservativo (Bustamante et al, 2006), e os solos altamente intemperizados e com baixos teores de nutrientes suportam uma vegetação altamente diversificada, com folhas escleromórficas, ritidomas corticosos e órgãos subterrâneos que armazenam água e nutrientes (Furley, 2004). Estas características morfológicas e várias outras características fisiológicas associadas à economia no uso de nutrientes e água são resultantes da seleção adaptativa

em face da escassa disponibilidade de recursos do ambiente (Franco et al, 2005; Goldstein et al, 2008; Scholz et al, 2008).

Sendo assim, o aumento na concentração de nutrientes em um sistema resultante, em parte, da pressão seletiva exercida pela baixa disponibilidade de nutrientes pode ter efeitos diferenciados e significativos, que alterem definitivamente a produção primária, a coexistência, o funcionamento e a estrutura deste ecossistema.

Diante do exposto, o objetivo da presente tese é investigar como a adição de nutrientes em médio prazo afeta a composição, a estrutura e o funcionamento de um cerrado sentido restrito. No primeiro capítulo, examinamos como os efeitos da fertilização com fontes inorgânicas de Ca, N, P em forma individual e combinada (no caso de N e P) influenciam o pH e as concentrações de nutrientes disponíveis no solo. Também realizamos um levantamento florístico e fitossociológico e comparamos os índices de similaridade, equitabilidade e diversidade entre a vegetação lenhosa das parcelas dos tratamentos fertilizados e não fertilizados, dois anos após uma queimada acidental ocorrida na área.

No capítulo dois, analisamos como a fertilização influencia a produção de serapilheira (antes e após a queimada), a composição química da serapilheira foliar, o fluxo e a eficiência no uso dos nutrientes, no final da estação seca do primeiro e do segundo ano após o fogo. Durante o período pós-fogo, as taxas de decomposição, a concentração e a perda de massa de nutrientes na serapilheira das comunidades fertilizadas e não fertilizadas também foram comparadas.

No capítulo três, o nosso foco foi direcionado nas respostas individuais das espécies dominantes da comunidade. Neste capítulo verificamos se a fertilização altera as concentrações de nutrientes, fenóis totais e taninos nas folhas das espécies nas parcelas fertilizadas. Todos os capítulos têm uma hipótese em comum de que a adição de nutrientes altera os atributos analisados, e que estas alterações são mais intensas quando os nutrientes N e P são aplicados em forma combinada.



## 2. Área do estudo

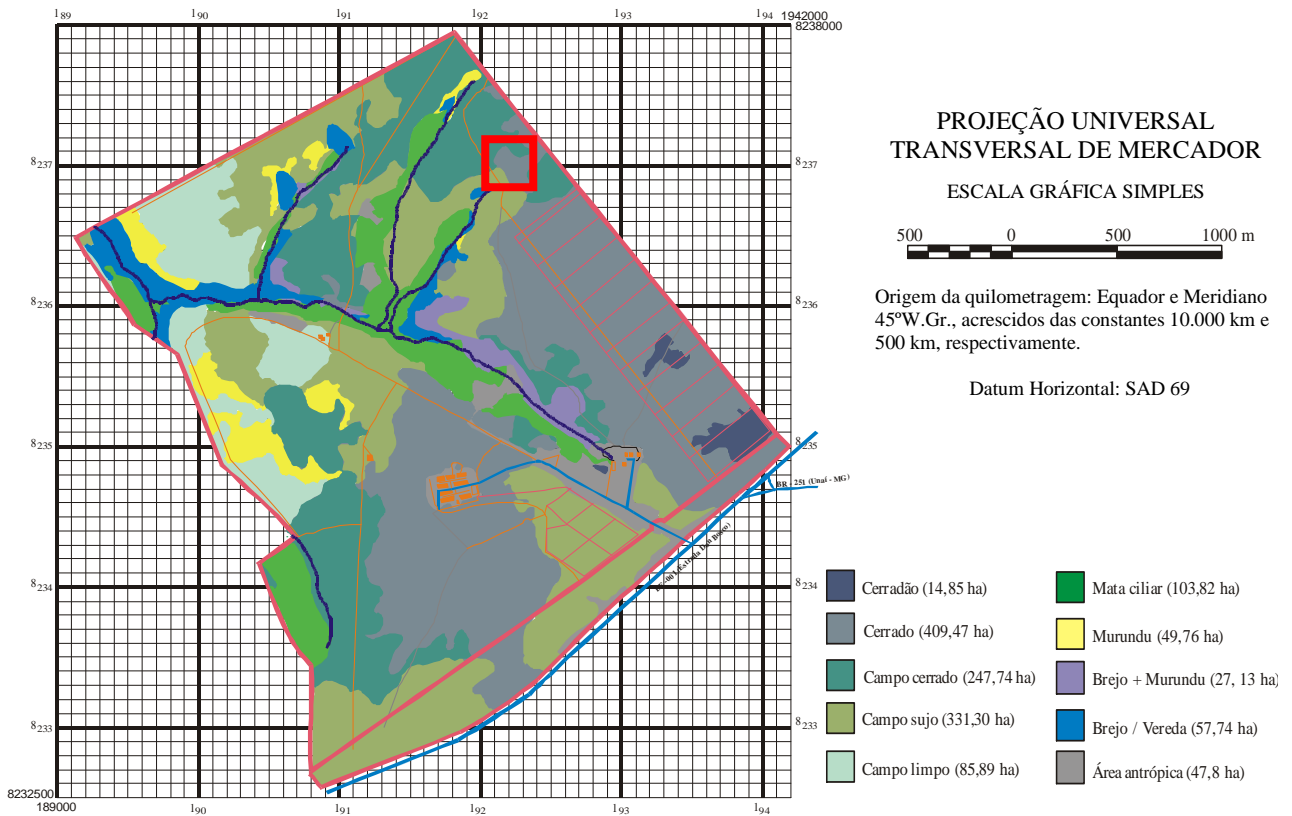
O estudo foi conduzido na Reserva ecológica do Roncador do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR/IBGE), localizada a 35 km ao sul de Brasília-DF (15° 56' S; 47° 53' N, altitude média de 1100 m), em área da cerrado sentido restrito submetida a tratamentos de adição de diferentes nutrientes. A RECOR é parte da área de proteção ambiental (APA) Gama Cabeça do Veado que possui área contínua de proteção ambiental de 10.000 hectares. A RECOR abrange 1350 hectares com os principais tipos de vegetação do Cerrado (Figura 1). O clima da região é classificado como Aw pela classificação de Köppen, com precipitação média anual variável entre 1100 e 1700 mm pluviométricos. A temperatura média anual situa-se em torno de 22°C, sendo que a umidade relativa média diurna varia entre 80% na estação chuvosa e 55% durante a estação seca, com valores mínimos abaixo de 15%. As normais climatológicas totais anuais para precipitação, temperatura e umidade relativa do ar foram registradas nos anos de 2005 a 2007 e estão apresentadas na tabela 1. A fitofisionomia da área de estudo é classificada em cerrado sentido restrito (*sensu stricto*), tipo de vegetação predominantemente arbóreo arbustivo com cobertura de lenhosas variando de 20 a 60%, coexistindo com um estrato herbáceo contínuo. Esta formação fisionômica vegetal caracteriza os cerrados do Brasil Central, ocupando aproximadamente 43% da região (Eiten, 1972).

A área de estudo sofreu duas queimadas acidentais, em 1994 e em 2005. A área é homogênea topograficamente, não apresentando gradientes de declividade. O solo da área é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico (Lvd) / Haplustox (Sistema brasileiro e americano de classificação de solos, respectivamente). Este solo é caracterizado por ser profundo, bem drenado e por conter minerais argilosos do tipo 1:1, com predomínio de óxidos de ferro e alumínio. Os latossolos são fortemente ácidos com baixos teores de bases (Ca, Mg, K) e P disponível para as plantas (Haridasan, 1994).

### 2.1. Caracterização climatológica

A precipitação média mensal durante o período de estudo mostrou-se com acentuada sazonalidade, com picos de precipitação pluviométrica nos meses entre outubro e março e com muito pouca ou nenhuma precipitação pluviométrica entre os meses de junho a setembro. Os anos 2005 (1651,8 mm ano<sup>-1</sup>) e 2006 (1667,0 mm ano<sup>-1</sup>) apresentaram pouca variação na precipitação total, enquanto que o ano de 2007 foi mais seco (1183,7 mm ano<sup>-1</sup>). Os primeiros cinco meses de 2008 apresentaram valores elevados de precipitação (1074,6 mm), o que equivale a 90,7% da precipitação total observada no ano de 2007. A temperatura do ar (máxima, média e mínima) apresentou menores valores nos meses com menor precipitação. Em 2005 a temperatura variou entre 11,8°C e 31,9 °C. O ano de 2006 foi mais frio, com temperatura variável entre 10,1°C e 29,1 °C. Já 2007 apresentou

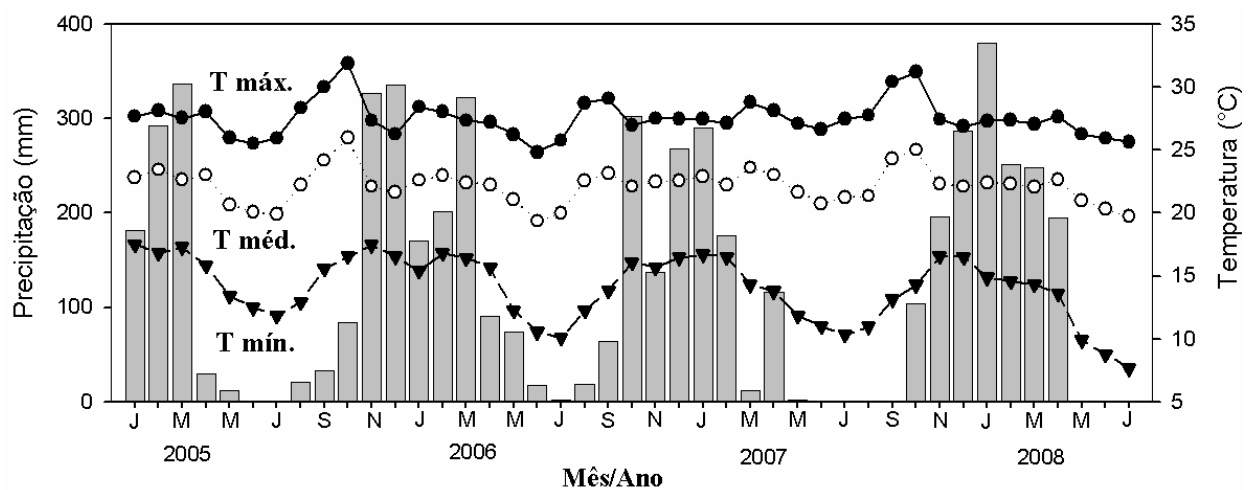
maior amplitude de variação de temperatura ( $10,3^{\circ}\text{C} - 31,2^{\circ}\text{C}$ ). Nos primeiros cinco meses do ano de 2008, a temperatura variou entre  $9,9^{\circ}\text{C}$  e  $27,6^{\circ}\text{C}$  (Tabela 1, figura 2).



**Figura 1.** Mapa de vegetação da RECOR-IBGE. A área do quadrado vermelho representa a localização do experimento de fertilização.

**Tabela 1.** Precipitação total anual, máxima e mínima mensal e porcentagem da precipitação total nos meses secos e chuvosos; temperatura média do ar (mínima e máxima mensal) e umidade relativa do ar (mínima e máxima mensal) na Reserva Ecológica do IBGE durante os anos 2005, 2006 e 2007. (Fonte: Estação climatológica da RECOR-IBGE).

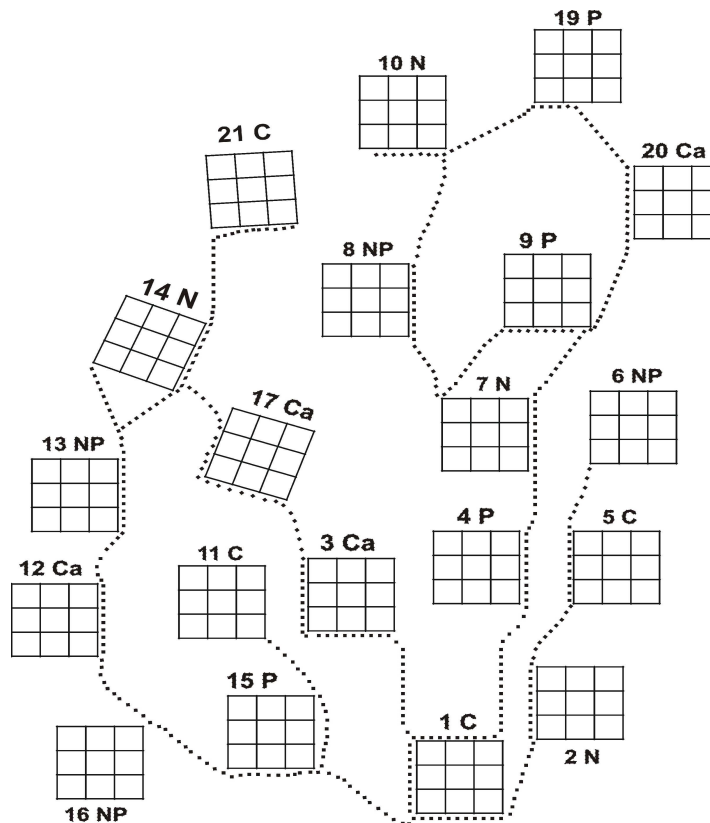
Precipitação (mm pluviométricos)	2005	2006	2007
Total anual	1651,8	1667,0	1183,7
Mínima mensal	0 (Jun - Jul)	2,0 (Jul)	0 (Jun - Set)
Máxima mensal	337,0 (Mar)	321,7 (Mar)	289,9 (Jan)
Total abr-set (% da precipitação total anual)	94,8 (5,7)	265,3 (15,9)	118,7 (10,03)
Total out-mar (% da precipitação total anual)	1557,0 (94,3)	1401,7 (84,1)	1065 (89,7)
<b>Temperatura do ar (°C)</b>			
Mínima média mensal	11,8 (Jul)	10,1 (Jul)	10,3 (Jul)
Máxima média mensal	31,9 (Out)	29,1 (Set)	31,2 (Out)
Média anual	22,4	21,9	22,6
<b>Umidade relativa do ar (%)</b>			
Mínima mensal	50,8 (Ago)	59,9 (Ago)	40,8 (Set)
Máxima mensal	82,3 (Mar)	82,3 (Mar)	81,8 (Fev)
Média anual	68,7	73,6	63,2



**Figura 2.** Precipitação média mensal (mm pluviométricos), temperatura média do ar (máxima, média e mínima em °C) entre janeiro de 2005 e julho de 2008 na Reserva Ecológica do IBGE. Fonte: Estação climatológica da RECOR- IBGE.

## 2.2. Tratamentos de fertilização

O experimento de fertilização no cerrado sentido restrito do Brasil Central teve início em 1998. O desenho experimental utilizado foi o delineamento inteiramente casualizado, com cinco tratamentos de fertilização e quatro repetições por tratamento, distribuídos aleatoriamente em 20 parcelas de 15m x 15m (225 m<sup>2</sup>), separados entre si por distância tampão mínima de 10 metros (Figura 3). Os tratamentos foram divididos em controle (C; sem adubação), N (adição de sulfato de amônio (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), Ca (adição de 60% de calcário dolomítico (CaO+MgO) + 40% de gesso agrícola (CaSO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O)), P (adição de Superfosfato Simples 20% - Ca (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> + CaSO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O) e NP (adição de Sulfato de Amônio e Superfosfato Simples 20%, simultaneamente) aplicados sobre a camada de serapilheira, sem incorporação. Anualmente, entre 1998 e 2006, foram adicionados 100 kg.ha<sup>-1</sup> de N, P e N+P, aplicados em duas épocas do ano (início e final da estação chuvosa). A aplicação parcelada teve como finalidade propiciar redução na perda dos nutrientes pelo sistema. Somente a aplicação de calcário foi realizada uma vez ao ano, em dosagem de 4 t.ha<sup>-1</sup>. No início do experimento as parcelas apresentavam baixa variação em relação à concentração de nutrientes no solo (Kozovits et al, 2007).



**Figura 3.** Desenho experimental do experimento de fertilização de uma área de cerrado sentido restrito localizado na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília -DF.

## Capítulo I - Características químicas do solo e fitossociologia de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes.

### Resumo

O objetivo do presente capítulo foi avaliar como a fertilização com Ca, N, P, e N+P altera a disponibilidade de nutrientes no solo, e se a estrutura fitossociológica e a diversidade de espécies lenhosas apresentam diferenças entre parcelas fertilizadas e não fertilizadas. O experimento foi realizado em um cerrado sentido restrito sob Latossolo Vermelho no Distrito Federal. As concentrações de N total, P disponível, K, Ca, Mg, Fe, Al bem como pH em água e  $\text{CaCl}_2$  foram determinadas no solo em cinco profundidades (até 50 cm) e as concentrações de N inorgânico ( $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$ ) foram determinadas para os primeiros 10 cm de profundidade. O levantamento florístico e fitossociológico foi realizado utilizando-se como critério de inclusão circunferência  $> 5$  cm a altura do solo e foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiever ( $H'$ ), equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e similaridade de Sørensen. Todas as mensurações foram realizadas dentro de 20 parcelas de 15 x 15 m delimitadas inteiramente ao acaso em quatro tratamentos de fertilização (+Ca,+N, +P, +NP) mais um tratamento não fertilizado (controle), sendo que cada tratamento teve quatro réplicas. As fertilizações iniciaram-se em 1998 e, em 2005, um incêndio acidental queimou todas as parcelas do experimento. As comparações foram realizadas entre os tratamentos de fertilização e o controle. Após nove anos de fertilizações periódicas anuais, houve diminuição do pH, aumento na disponibilidade de  $\text{N-NO}_3^-$  e aumento na concentração de Al no solo das parcelas com adição de N e NP. Houve aumento na disponibilidade de P nas parcelas com adição de P e NP e aumento na disponibilidade de Ca nas parcelas do tratamento P. Ocorreu aumento nas concentrações de Ca e Mg nas parcelas do tratamento Ca, onde observou-se elevação do pH e redução do Al disponível. Foram registradas 82 espécies pertencentes a 39 famílias na área do experimento, sendo que a comunidade apresentou um padrão de regeneração, onde mais de 70% dos indivíduos encontravam-se na primeira classe de diâmetro (3,1 cm). A fertilização modificou os padrões de densidade e dominância das espécies entre as parcelas dos tratamentos fertilizados e as parcelas controle. A adição de N e NP diminuiu a equitabilidade e a diversidade de espécies e propiciou menor similaridade florística em relação ao controle, sendo que a adição de NP também ocasionou na menor densidade e riqueza de espécies entre os tratamentos. As mudanças nos padrões de densidade e dominância geraram diferenças nos valores de importância das espécies entre os tratamentos. Os altos valores de importância das espécies nos tratamentos fertilizados foram relacionados ao aumento na dominância das espécies adultas de maior porte e ao aumento da abundância das espécies regenerantes, principalmente nos tratamentos com menor diversidade (N e NP). As espécies adultas dominantes que responderam a fertilização com aumento na dominância (por ex. *B. salicifolius*) e as espécies regenerantes que apresentam maior acréscimo no recrutamento e abundância (por ex. *R. montana*), contribuíram para a modificação da comunidade em relação ao controle. Isto possivelmente ocorreu devido à maior habilidade de crescimento e estabelecimento sob condições de alta disponibilidade de nutrientes e pela menor suscetibilidade a distúrbios (fogo), o que propiciou uma vantagem competitiva para estas espécies. Estas modificações desequilibraram a equitabilidade original, o que teve implicações no decréscimo da diversidade, principalmente nos tratamentos N e NP. Os efeitos da adição simultânea de N e P nos padrões de densidade, dominância, riqueza e diversidade foram mais expressivos que os efeitos causados pela adição individual dos dois elementos. Outros atributos não verificados neste trabalho podem também estar influenciando nestas mudanças, como por exemplo, a interação com o estrato herbáceo.

## Chapter I - Soil chemical characteristics and phytosociology in a Central Brazilian Savanna under nutrient additions.

### Abstract

The purpose of this chapter was to evaluate how fertilization with Ca, N, P and N + P alters the availability of soil nutrients, and if the phytosociological structure and diversity of woody species differ between fertilized and unfertilized plots. The experiment was conducted in a cerrado *sensu stricto* under Oxisol in Federal District, Brazil. Concentrations of total N, available P, K, Ca, Mg, Fe, Al and pH in water and CaCl<sub>2</sub> were determined in soil at five depths (50 cm) and concentrations of inorganic N (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) were determined for the first 10 cm depth. The floristic, and phytosociological survey was conducted using circumference > 5 cm at soil height as inclusion parameter, and were calculated the Shannon-Wiener diversity (H'), Pielou evenness (J') and Sørensen similarity indices. All measurements were performed in 20 plots of 15 x 15 m, in a completely randomized design with four fertilization treatments (+ Ca, + N, + P, + NP), and an unfertilized treatment (control), each treatment was four replicates. The fertilizations started in 1998; in 2005 an accidental fire burned the experimental plots. All comparisons were made between fertilized and control plots. After nine years of annual regular fertilizations, decrease in pH, increase the availability of N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and increase Al concentration in the soil of N and NP plots. There was an increase in P availability in the P and NP plots and increase in Ca availability in the P plots. An increase of Ca and Mg concentrations in Ca plots, where there was elevation of pH and reduction of available Al. It was recorded 82 species belonging to 39 families in the experimental area, and the community showed a pattern of regeneration, where over 70% of individuals were in first class of diameter (3.1 cm). Fertilization altered the species density and dominance patterns between fertilized and unfertilized plots. The N and NP addition decreased the evenness, species diversity and provided the less floristic similarity relative to the control plots; also, the NP addition resulted in lower density and species richness between treatments. The changes in density and dominance generate differences in the species importance values between treatments. The high importance values of species in the fertilized treatments were related to the increase in species dominance with greater adult size and the increased abundance of regenerating species, especially in treatments with lower diversity (N and NP). The dominant adult species who responded to fertilization with increased dominance (eg. *B. salicifolius*) and the regenerating species that have higher recruitment and abundance (eg. *R. montana*), helped change the community relative to the control plots. This was possibly due to the greater ability for growth and development under conditions of high nutrient availability and less susceptibility to disturbances (fire), which provided a competitive advantage for these species. These changes unbalanced the original evenness, which had implications for the diversity decline, especially in N and NP treatments. The N and P simultaneous addition effects in density, dominance, richness and diversity patterns were more significant than the individual addition effects. Other attributes not found in this study may also be influencing these changes, such as the interaction with the herbaceous layer.

## 1. Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil e caracteriza-se por um mosaico de fitofisionomias que vão desde formações campestres até formações florestais (Eiten, 1972; Ribeiro e Walter, 1998) onde é comum à ocorrência de fogo em intervalos de 1 a 3 anos (Kauffman et al, 1994).

O aspecto da vegetação de Cerrado foi primeiramente atribuído à disponibilidade hídrica ocasionada pela sazonalidade na precipitação (Warming, 1908). Posteriormente, Rawitscher (1948) observou que nos solos do cerrado existe água disponível ao longo de todo o ano em profundidades disponíveis às raízes. Alvim e Araújo (1952) associaram a distribuição da vegetação do cerrado ao baixo pH e escassez de Ca. Goodland (1971) propôs que o Al teria efeito tóxico sobre as plantas no cerrado, que, associado ao oligotrofismo dos solos, determinariam as características escleromórficas da vegetação do cerrado.

Além disso, diferenças na composição florística foram associadas a diferenças nutricionais entre solos distróficos e mesotróficos. Segundo Lopes e Cox (1977), as variações na vegetação se dispõem acompanhando um gradiente de condições físicas e químicas, que para Goodland, (1979), este gradiente de fertilidade diminui a medida em que se observa o aumento da saturação de alumínio no solo.

A profundidade efetiva do solo, presença de concreções no perfil, proximidade do lençol freático e drenagem também são fatores determinantes na formação das fitofisionomias (Haridasan, 2000). A restrição de crescimento em raízes de plantas cultivadas em solos de Cerrado pode ser atribuída não somente a toxidez por alumínio, mas também a baixa disponibilidade de cálcio (Ritchey et al, 1980, 1982). Além da variação entre fitofisionomias, estudos demonstram que também ocorrem variações florísticas e fitossociológicas dentro das fisionomias devido a mudanças na fertilidade e nas características físicas dos solos (Haridasan, 1987; Haridasan, 2000).

Atualmente reconhece-se que as diferentes fitofisionomias que ocorrem sob solos de Cerrado são definidas por vários fatores bióticos e abióticos. Em escala global, a vegetação de ecossistemas savânicos é determinada principalmente pela disponibilidade de nutrientes e água. Em escalas locais, a modelagem das propriedades é também influenciada pela ocorrência de fogo e herbivoria (Solbrig et al, 1996).

O Cerrado apresenta baixos estoques de elementos essenciais na biomassa arbórea quando comparado com outras florestas tropicais (Silva, 1990). O conteúdo de nutrientes foliares em espécies de floresta amazônica é muito maior do que o encontrado em formações de cerrado (Klinge et al., 1995). Resende (2001) estimou que no cerrado os estoques de nutrientes N e P são maiores no solo, entretanto os estoques de K, Ca e Mg são maiores na biomassa, sendo que os estoques na biomassa foram muito inferiores em relação a valores encontrados para floresta amazônica.

Haridasan (1982), Geoghegan e Sprent (1996) consideram que os baixos teores de nutrientes nas folhas de espécies do cerrado estão relacionadas com a adaptabilidade destas espécies à baixa fertilidade do solo.

Dentre as estratégias adaptativas de espécies de Cerrado, a economia no uso de água e nutrientes representam ponto crucial no estabelecimento destas espécies em solos altamente intemperizados. A maioria das espécies lenhosas restringe à transpiração durante as horas mais quentes do dia (Meinzer *et al.*, 1999) e distribuem o sistema radicular obedecendo a complexos padrões de exploração do perfil do solo (Jackson *et al.*, 1999). A absorção de água nas camadas mais profundas do solo com manutenção de baixos níveis de nutrientes foliares e a absorção de nutrientes das camadas superficiais com restrições na transpiração e condutância estomática são estratégias diferenciadas que priorizam a economia no uso de água e nutrientes. Sendo assim, diferentes grupos fenológicos apresentam diferentes estratégias na exploração do sistema radicular (Scholz *et al.*, 2008). Estes diferentes padrões de exploração radicular são considerados essenciais para a melhoria da absorção de nutrientes e água e manutenção das espécies no ecossistema (Sternberg *et al.*, 2004).

Mesmo exposta à pronunciada sazonalidade hídrica e à baixa concentração de nutrientes no solo e biomassa, a vegetação do Cerrado apresenta ampla diversidade dentro de suas variadas fitofisionomias. Uma análise extensiva da vegetação do Cerrado confirma a heterogeneidade de composição, mas revela também que ela está bastante estruturada geograficamente. Apenas 5,2% do total de espécies ocorrem em mais de 50% das localidades. Essa estruturação espacial está ligada ao regime de precipitação, a topografia e ao tipo de solo (Ratter *et al.* 1996).

Atualmente, já se conhece mais de 10.000 espécies vasculares da flora do Cerrado (Mendonça *et al.*, 2008) e existem vários trabalhos que relacionam a disponibilidade de nutrientes no solo com a presença e distribuição de espécies lenhosas (Ratter *et al.*, 1978; Silva Júnior *et al.*, 1987; Araújo e Haridasan, 1988; Oliveira-Filho e Martins, 1991; Ratter e Dargie, 1992; Haridasan e Araújo, 2005). Estes estudos corroboram a hipótese de que os padrões de fertilidade do solo influenciam significativamente na composição de comunidades de espécies lenhosas. Diante disso, atualmente aceita-se que a distribuição das espécies lenhosas nativas do cerrado são determinadas por um conjunto de fatores históricos, climáticos, edáficos, morfológicos e fisiológicos.

Mudanças nas características químicas do solo podem, possivelmente, resultar em alteração dos padrões de interação entre solo-planta e planta-planta (Haridasan, 2000, Bobbink *et al.*, 2009). Além das adaptações nutricionais das espécies individuais, a competitividade também é fator importante no estabelecimento de comunidades em face da alteração na disponibilidade de nutrientes. Existem na literatura algumas informações sobre a resposta individual de espécies nativas do cerrado ao aumento na disponibilidade de nutrientes (Moraes, 1994; Garofalo, 2001; Simpson Júnior, 2002, Saraceno, 2006; Kozovits *et al.*, 2007). Entretanto, desconhece-se trabalhos com informações resultantes de experimentos que relacionam o efeito da alteração da disponibilidade de nutrientes na riqueza e diversidade da vegetação através da análise da composição florística e



fitossociológica da comunidade.

Sendo assim, este estudo tem como objetivo verificar, por meio de análises químicas de solo e do levantamento florístico e fitossociológico, se existem diferenças na disponibilidade de nutrientes no solo e se existem diferenças na riqueza e diversidade da comunidade de plantas lenhosas das parcelas fertilizadas em relação as parcelas controle.

Para isso, as seguintes hipóteses foram testadas:

- a) A adição de fertilizantes em médio prazo eleva a disponibilidade de nutrientes no solo, sendo esta disponibilidade maior nas camadas superficiais do solo, diminuindo com a profundidade.
- b) A riqueza de espécies e os índices de diversidade ( $H'$  e  $J'$ ) são menores nos tratamentos com adição de N, P, Ca e N+P, devido a mudanças nos padrões de densidade e dominância do estrato lenhoso.
- c) As alterações nos atributos analisados são mais intensas quando os nutrientes N e P forem adicionados simultaneamente.

## **2. Material e Método**

### **2.1. Amostragem e determinação dos nutrientes do solo**

A coleta de amostras de solo foi realizada em outubro de 2007. De cada parcela foi coletada uma amostra de solo composta de duas amostras, em cinco profundidades (0-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50 cm). Para a realização da coleta, a camada herbácea e a serapilheira acumulada na superfície do solo foram removidas. As amostras foram secas ao ar e peneiradas em peneira Solotest com 2mm de abertura de malha. Foram realizadas análises de pH em água, utilizando solução de 10g de solo em 25 ml de água destilada, e pH em  $\text{CaCl}_2$ , onde 10g de solo foram dissolvidos em 25 ml de uma solução de  $\text{CaCl}_2$  0,01M. O carbono orgânico foi determinado pelo método de Walkley-Black. O N total foi determinado pelo método MicroKjeldahl. Os elementos P, K e Fe foram extraídos com Mehlich 1 e os elementos Ca, Mg e Al foram extraídos com solução de KCl 1M. O teor de P no extrato foi determinado por colorimetria, utilizando molibdato de amônia, em comprimento de onda de 660 nm. O teor de alumínio foi determinado por titulação com NaOH. Os demais elementos (Ca, Mg e Fe) foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, o elemento K foi determinado por emissão de chama. Todas as determinações foram realizadas conforme padrão descrito por EMBRAPA (1999).

Uma alíquota das amostras relativas à profundidade 0-10 cm de cada parcela foi retirada antes do processo de secagem para a determinação do peso fresco, necessário no cálculo do N inorgânico. Os teores de N inorgânico foram determinados somente para a camada superficial do solo (0-10 cm). O N inorgânico foi determinado através de extração com KCl 1M durante uma hora, e então as amostras foram submetidas a análises colorimétricas. O N-amoniacal foi analisado através da reação com os reagentes Nessler e Nitrogen, com absorbâncias medidas em comprimento de onda de 425nm. O N nítrico foi determinado através da leitura em quatro comprimentos de onda (218nm, 228nm, 254nm, 280nm) com a finalidade de descontar as substâncias húmicas associadas ao nitrato (Meier, 1991).

### **2.2. Amostragem da vegetação lenhosa**

As medidas foram realizadas dentro das 20 parcelas do experimento durante os meses de janeiro e julho de 2008. Foram amostrados todos os indivíduos lenhosos que apresentaram circunferência à altura do solo maior que 5 cm ( $\text{CAS} > 5\text{cm}$ ). Os indivíduos foram então identificados em gênero e espécie e tiveram a circunferência a altura do solo registrada. Os parâmetros fitossociológicos densidade absoluta e relativa (número de árvores de determinada

espécie por unidade de área e a sua porcentagem em relação às espécies amostradas), frequência absoluta e relativa (ocorrência de determinada espécie nas parcelas e sua porcentagem em relação às espécies amostradas) e dominância absoluta e relativa (área basal em  $m^2$  por unidade de área e a porcentagem em relação à área basal total de todas espécies amostradas) foram calculados para cada espécie, dentro de cada tratamento. Os parâmetros fitossociológicos foram calculados de acordo com Mueller-Dumbois e Elleberg (1974). O índice de valor de importância (IVI), (resultante da soma da densidade, dominância e frequência relativa) foi calculado para cada espécie dentro de cada um dos tratamentos de acordo com Kent e Coker (1992). O IVI posiciona as espécies em ordem hierárquica na comunidade, relacionando a soma dos parâmetros relativos de cada espécie para cada tratamento. Os indivíduos lenhosos foram distribuídos em classes de diâmetro de acordo com o método descrito por Spiegel (1976). Todos os parâmetros foram calculados levando em consideração a área de cada tratamento ( $900m^2$ ).

### **2.3. Análises estatísticas**

#### **2.3.1. Solos**

As concentrações dos nutrientes em cada profundidade foram testadas para a normalidade dos dados segundo teste de Kolmogorov-Smirnov ( $p < 0,05$ ). Se os dados não apresentassem distribuição normal, estes foram transformados e testados através de testes de F e t de student ( $p < 0,05$ ). Os dados que não apresentaram distribuição normal mesmo após transformação, foram comparados segundo o teste de Mann-Whitney para dados não paramétricos ( $p < 0,05$ ). As comparações foram realizadas em relação ao tratamento controle, para cada profundidade ( $n=4$ ).

#### **2.3.2 Vegetação lenhosa**

Para estimar a diversidade da vegetação lenhosa, utilizou-se o índice de diversidade de Shannon- Wiever ( $H'$ ) e o índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) para cada tratamento. Para avaliar a similaridade florística entre tratamentos, foi utilizado o índice de similaridade de Sørensen entre os tratamentos de fertilização e o controle (Kent e Coker, 1992). Os índices de diversidade entre os tratamentos de fertilização foram comparados com o controle segundo o teste Shannon diversity t-test. Todas as análises (solos e vegetação lenhosa) foram realizadas utilizando os Softwares estatísticos PAST (Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis - UK) e SPSS 15.0 para ambiente Windows (SPSS Inc. USA). Todas as diferenças significativas são considerando nível de aceitação ( $p$ ) de 0,05.

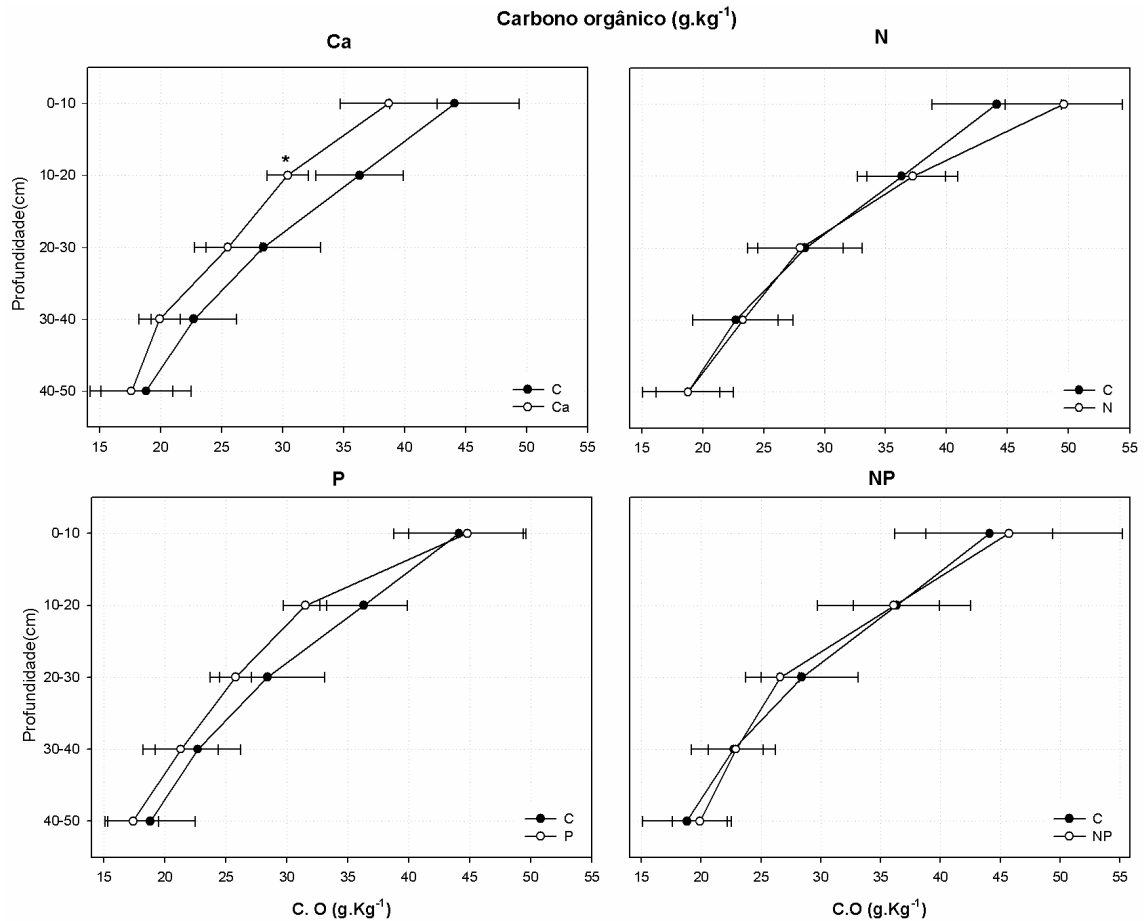
### 3. Resultados

#### 3.1 Propriedades químicas do solo

Com exceção do solo das parcelas do tratamento Ca, os valores de pH em água e  $\text{CaCl}_2$  aumentaram com a profundidade em todos os tratamentos (Figura 3). O pH do solo nas parcelas do tratamento controle aumentou de 4,36 (pH em água 0-10 cm) e 3,73 (pH em  $\text{CaCl}_2$  0-10 cm) para 4,66 (pH em água 40-50 cm) e 4,14 (pH em  $\text{CaCl}_2$  40-50 cm). No tratamento N o pH passou de 3,86 (0-10) para 4,50 (40-50) (pH em água) e 3,56 (0-10) para 4,01 (40-50) (pH em  $\text{CaCl}_2$ ). No solo das parcelas do tratamento P, o pH variou entre 4,15 em 0-10 cm para 4,57 em 40-50 cm (pH em água) e entre 3,81 (0-10 cm) e 4,17 em 40-50cm (pH em  $\text{CaCl}_2$ ). No solo das parcelas do tratamento NP, o pH em água passou de 3,82 em 0-10 cm para 4,23 em 40-50 cm. O pH em  $\text{CaCl}_2$  variou entre 3,56 (em 0-10cm) e 3,90 (em 40-50 cm) nas parcelas do tratamento NP. Houve redução dos valores de pH em água e  $\text{CaCl}_2$  com o aumento da profundidade no tratamento Ca. Os valores variaram de 5,34 (0-10 cm) para 4,90 (40-50 cm) para pH em água e 5,42 (0-10 cm) para 4,41 (40-50 cm) para pH em  $\text{CaCl}_2$  (Figura 1). O solo das parcelas dos tratamentos N, P e NP apresentaram valores de pH significativamente menores que o observado nas parcelas do tratamento controle nos primeiros 30 cm de profundidade. O solo das parcelas do tratamento Ca apresentou valores significativamente maiores de pH que o observado no solo das parcelas do tratamento controle em todas as profundidades. As propriedades químicas do solo nos cinco tratamentos em cinco profundidades e as diferenças com relação ao tratamento controle estão apresentadas no Anexo 1.

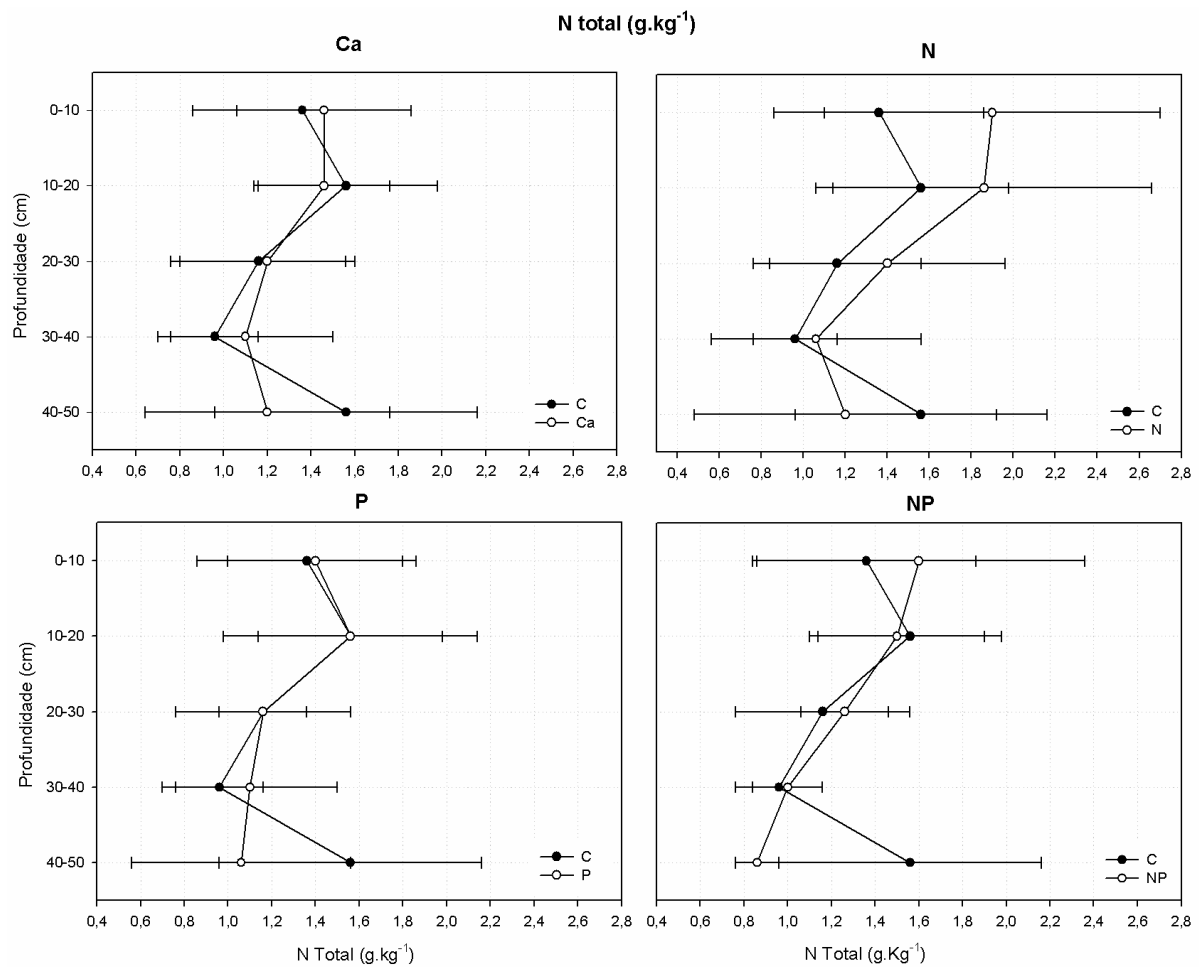


O conteúdo de carbono orgânico diminuiu de acordo com o aumento na profundidade do perfil de solo em todos tratamentos. No solo das parcelas do tratamento controle houve redução de  $44,1 \text{ g.kg}^{-1}$  (0-10) para  $18,8 \text{ g.kg}^{-1}$  (40-50), no tratamento N, este valor passou de  $49,6 \text{ g.kg}^{-1}$  em 0-10 cm para  $18,9 \text{ g.kg}^{-1}$  em 40-50 cm. Houve redução significativa no conteúdo de carbono orgânico no solo das parcelas do tratamento Ca de 0-10 ( $38,7 \text{ g.kg}^{-1}$ ) para  $30,4 \text{ g.kg}^{-1}$  em 10-20 cm. Os demais tratamentos não apresentaram diferenças significativas na concentração de carbono em relação ao tratamento controle (Figura 2).



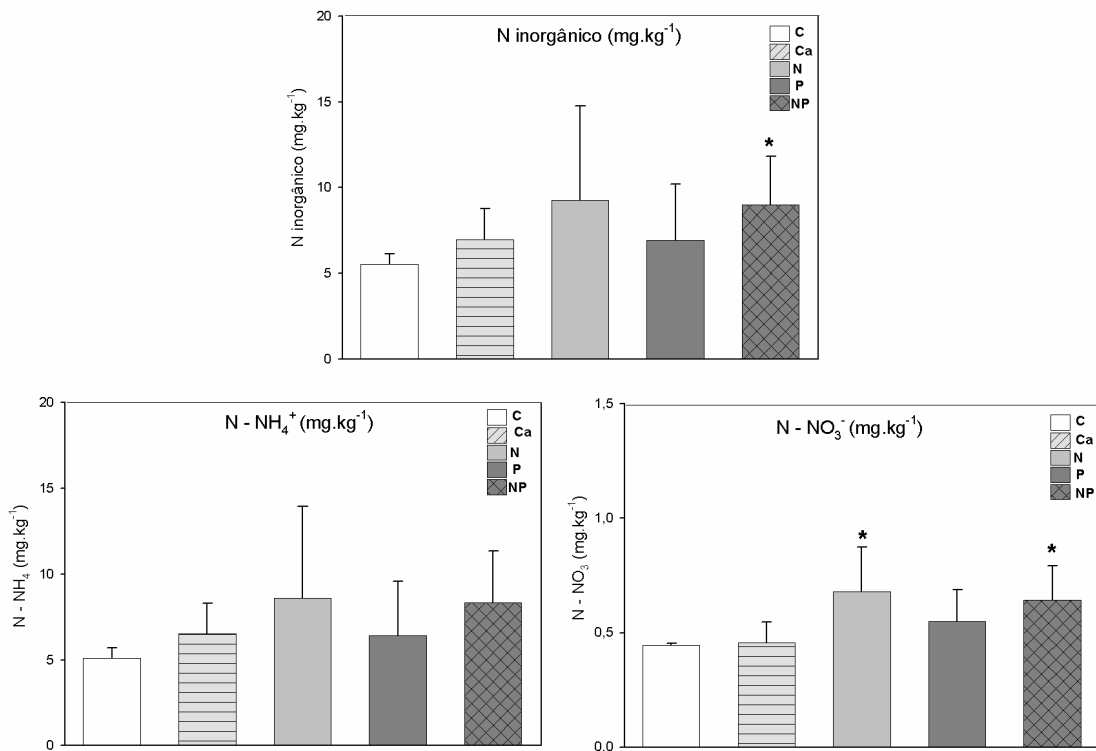
**Figura 2.** Conteúdo de carbono orgânico do solo ( $\text{g.kg}^{-1}$ ) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student;  $p < 0,05$ ).

As concentrações de N total do solo também apresentaram tendências de decréscimo conforme o aumento da profundidade do perfil. As concentrações de N total variaram entre 1,3 g.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 1,5 g.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento controle e entre 1,9 g.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 1,2 g.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) no solo das parcelas tratamento N. No solo das parcelas do tratamento Ca, as concentrações de N total passaram de 1,4 g.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) para 1,2 g.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm), e no tratamento P, a concentração de N variou entre 1,4 g.kg<sup>-1</sup> (em 0-10 cm) e 1,0 g.kg<sup>-1</sup> em 40-50 cm de profundidade. No solo das parcelas do tratamento NP a concentração de N total variou entre 1,6 g.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 0,8 g.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm). As concentrações de N total não se diferenciaram entre os tratamentos de fertilização e o controle (Figura 3).



**Figura 3.** Concentrações de N total no solo (g.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p < 0,05).

A concentração de  $N-NH_4$  no solo (Figura 4) nos primeiros 10 cm de profundidade não se diferenciou entre os tratamentos de fertilização e o controle. A concentração de N inorgânico ( $N-NH_4^+ + N-NO_3^-$ ) foi significativamente maior no solo das parcelas do tratamento NP, sendo que as concentrações de  $N-NO_3^-$  foram maiores nas parcelas dos tratamentos N e NP em relação ao observado no solo das parcelas do tratamento controle (Figura 4). Entre tratamentos, a porcentagem do conteúdo de N inorgânico em relação ao conteúdo de N total no solo foi maior no tratamento NP e menor no tratamento controle.

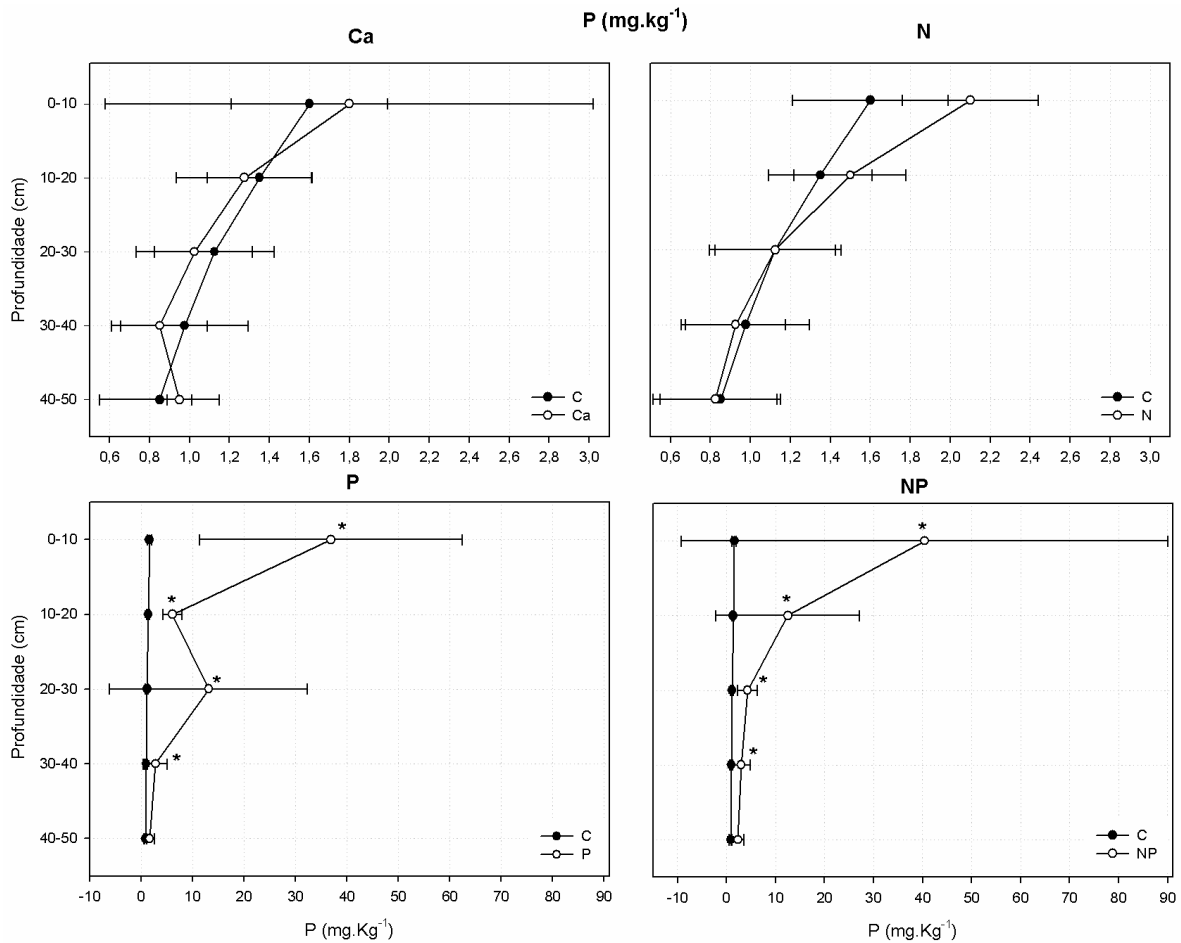


**Figura 4.** Concentrações de N total, N inorgânico,  $N-NO_3^-$ ,  $N-NH_4^+$  ( $mg.kg^{-1}$ ) no solo entre 0-10 cm em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. \* indica diferenças dos tratamentos de fertilização em relação ao tratamento controle (Teste t de Student,  $p < 0,05$ ).

Os teores de P disponível no solo também diminuíram com o aumento da profundidade em todos os tratamentos. As concentrações de P disponível variaram entre  $1,6 mg.kg^{-1}$  (0-10 cm) e  $0,85 mg.kg^{-1}$  (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento controle e entre  $2,1 mg.kg^{-1}$  (0-10 cm) e  $0,82 mg.kg^{-1}$  (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento N. No tratamento Ca, a concentração de P disponível do solo passou de  $1,8 mg.kg^{-1}$  em 0-10 cm para  $0,85 mg.kg^{-1}$  em 40-50 cm. No solo das parcelas do tratamento P, a concentração de P disponível variou entre  $36,9 mg.kg^{-1}$  nos primeiros 10 cm para  $1,65 mg.kg^{-1}$  em 40-50 cm de profundidade. No solo das parcelas do tratamento NP observou-se valores entre  $40,45 mg.kg^{-1}$  em 0-10 cm e  $2,32 mg.kg^{-1}$  em 40-50 cm de profundidade. As concentrações de P disponível no solo foram significativamente superiores das parcelas dos tratamentos P e NP em todas as profundidades em relação ao observado nas parcelas do controle. Os

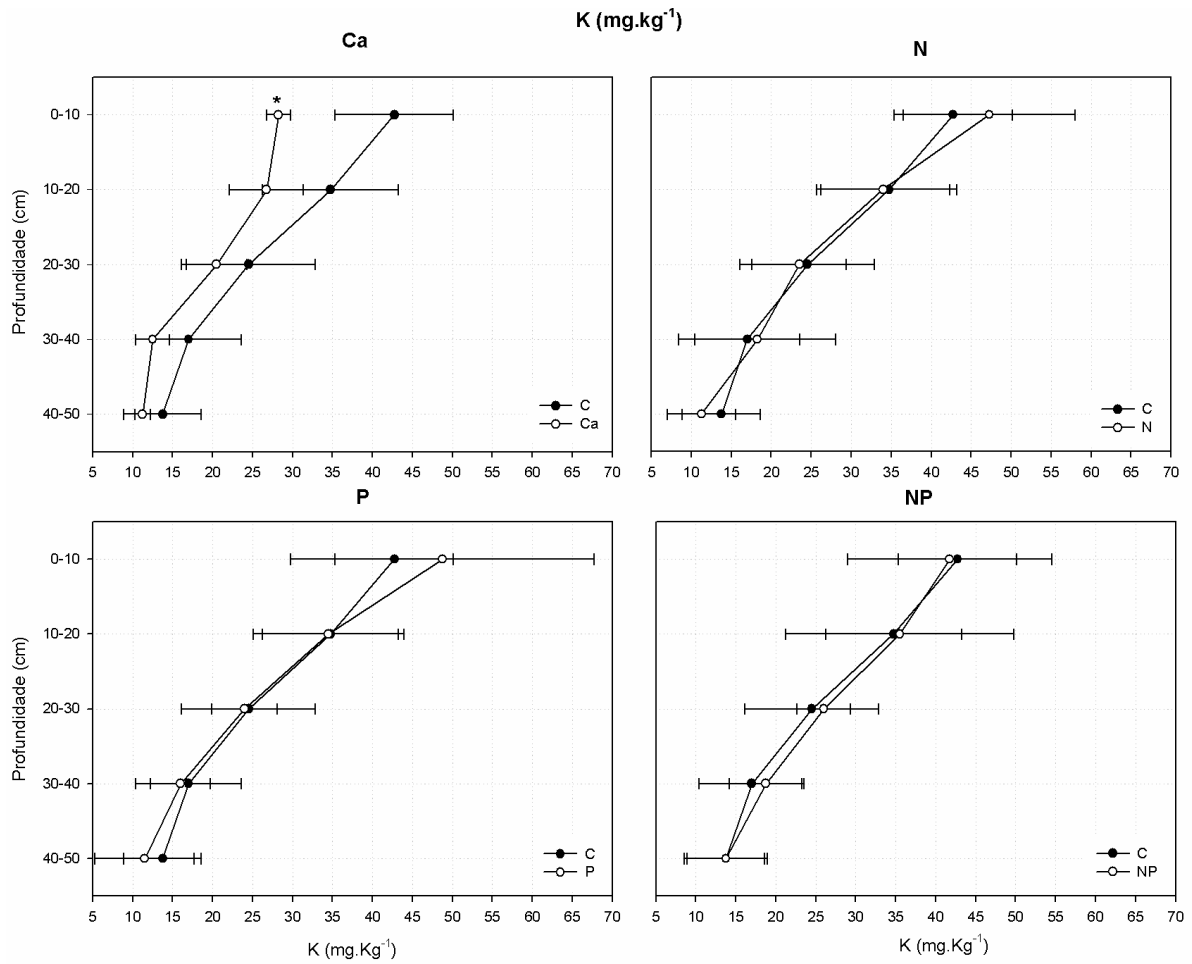


demais tratamentos não apresentaram diferenças na concentração de P em relação ao tratamento controle (Figura 5).



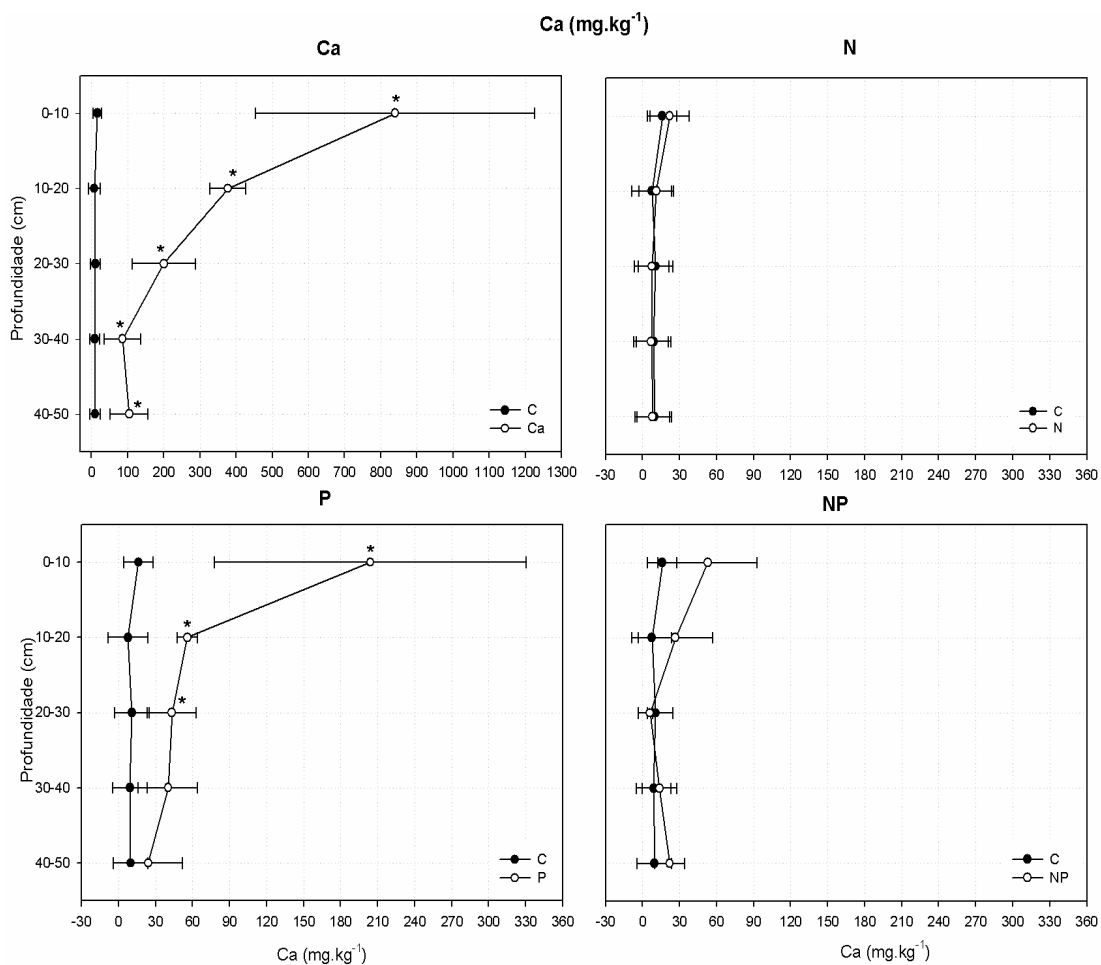
**Figura 5.** Concentrações de P disponível no solo ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student;  $p < 0,05$ ). Os gráficos referentes aos tratamentos P e NP estão em escala diferente dos demais devido à elevada concentração de P disponível nestes tratamentos.

A concentração de K disponível no solo também diminuiu com o aumento da profundidade do perfil. O solo das parcelas do tratamento controle apresentou concentrações de K disponível variando entre  $42,7 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 0-10 cm e  $13,7 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 40-50 cm. No solo das parcelas do tratamento N, a concentração de K disponível variou entre  $47,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 0-10 cm e  $11,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 40-50 cm. No solo das parcelas do tratamento Ca, a concentração de K disponível variou entre  $28,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  (0-10 cm) e  $11,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  (40-50 cm), e entre  $48,7 \text{ mg.kg}^{-1}$  (0-10 cm) e  $11,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento P. No tratamento NP, a concentração de K disponível no solo passou de  $41,7 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 0-10 cm para  $13,7 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 40-50 cm de profundidade. Somente no tratamento Ca observou-se diminuição significativa na concentração de K disponível (nos primeiros 10 cm) em relação ao tratamento controle. Nos demais tratamentos não foram observadas diferenças significativas em relação ao tratamento controle (Figura 6).



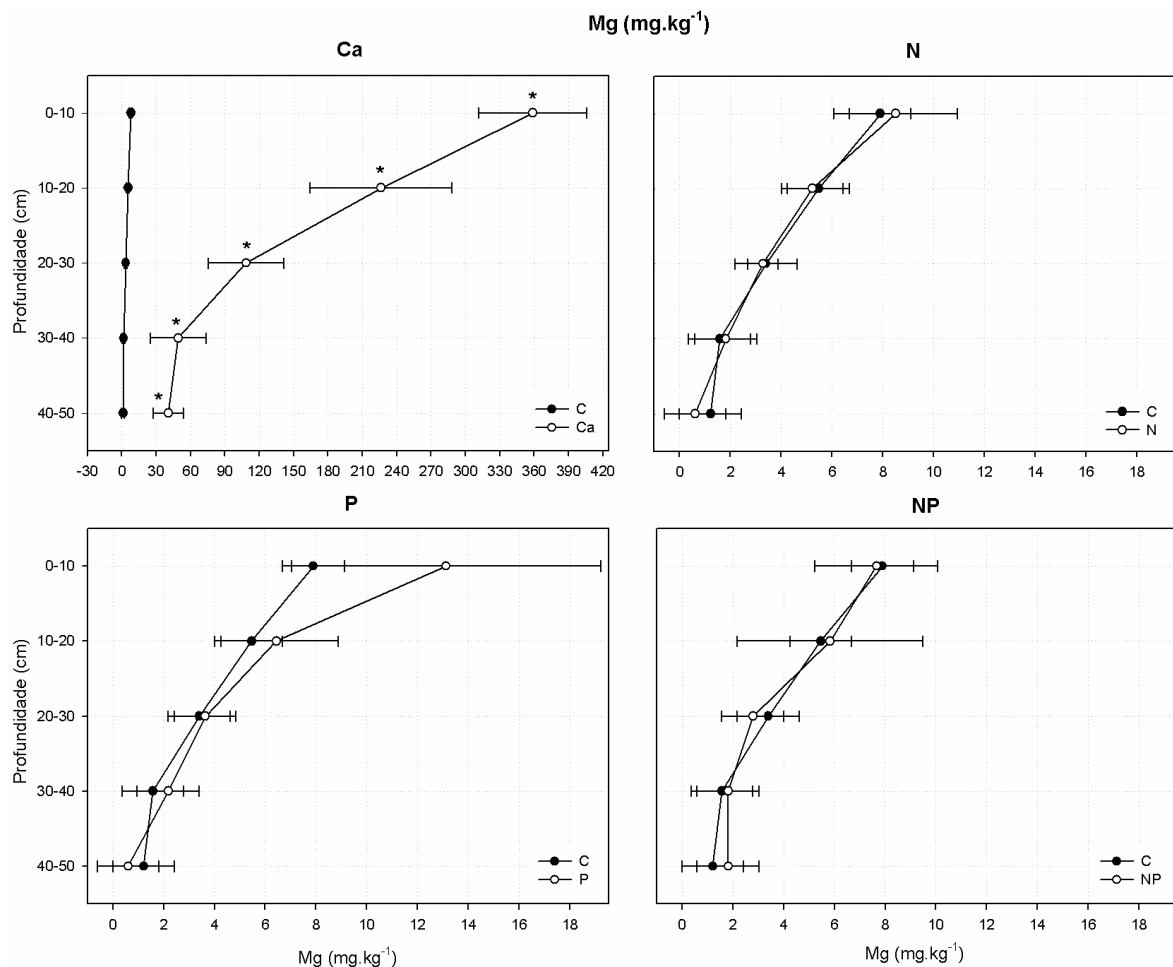
**Figura 6.** Concentrações de K disponível no solo ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student;  $p < 0,05$ ).

O conteúdo de Ca disponível no solo também diminuiu com a profundidade em todos os tratamentos. A concentração de Ca disponível no solo das parcelas do tratamento controle variou de  $16,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 0-10 cm para  $9,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 40-50 cm. Nas parcelas do tratamento N, a concentração de Ca disponível no solo passou de  $22,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 0-10 cm para  $8,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 40-50 cm de profundidade. Nas parcelas do tratamento Ca, os valores de concentração de Ca disponível variaram entre  $839,6 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 0-10 cm e  $104,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 40-50 cm. No tratamento P, a concentração de Ca disponível do solo apresentou valores entre  $203,9 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 0-10 cm e  $24,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 40-50 cm. No tratamento NP, a concentração de Ca disponível variou entre  $52,6 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 0-10 cm e  $22,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  em 40-50 cm. No tratamento Ca, as concentrações de Ca disponível foram superiores em relação ao observado no tratamento controle em todas as profundidades, e no tratamento P, estas diferenças foram significativas até 30 cm de profundidade (Figura 7).



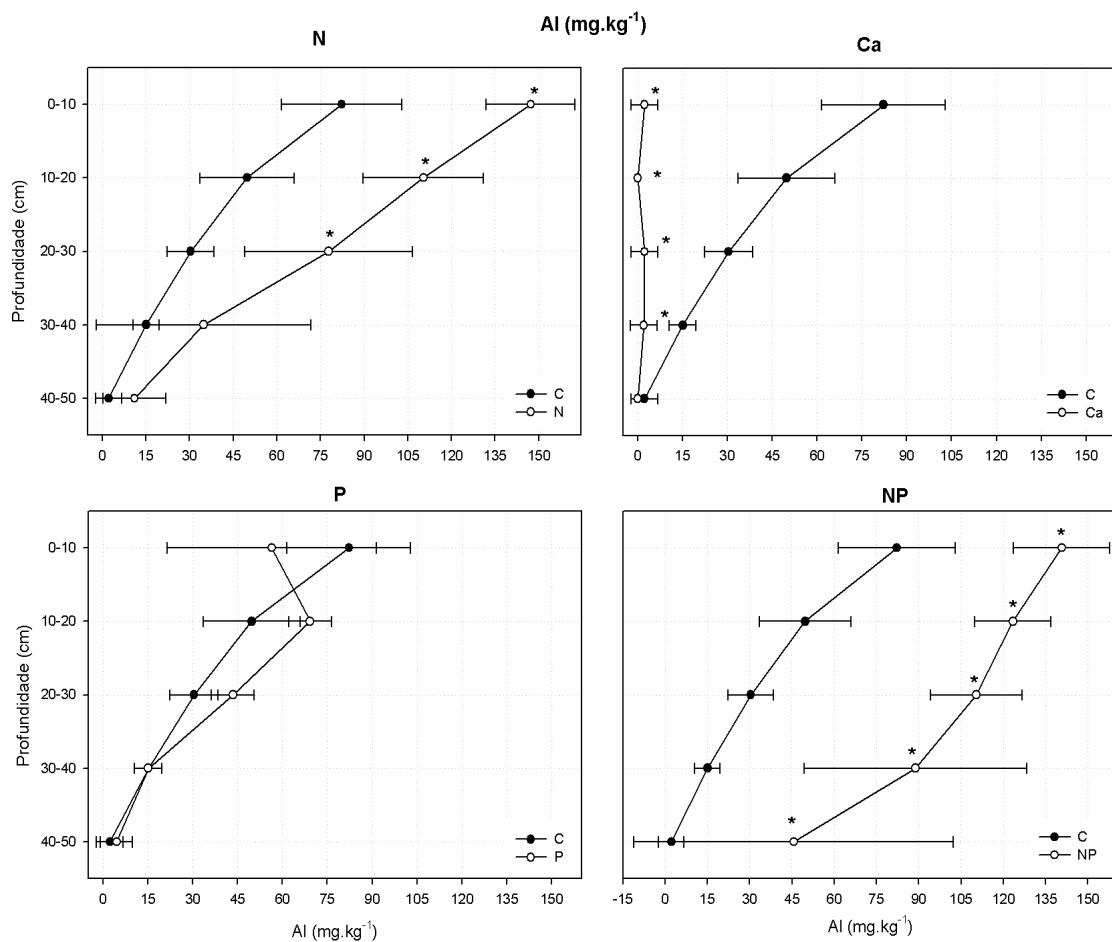
**Figura 7.** Concentrações de Ca disponível no solo ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student;  $p < 0,05$ ). A escala gráfica referente ao tratamento Ca diferencia-se das demais devido às altas concentrações de Ca neste tratamento.

As concentrações de Mg disponível no solo também diminuíram com o aumento da profundidade em todos os tratamentos. A concentração de Mg no solo variou entre 78,9 mg.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 1,2 mg.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) nas parcelas do tratamento controle; entre 8,5 mg.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 0,6 mg.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) nas parcelas do tratamento N, entre 358,7 mg.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 40,7 mg.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) nas parcelas do tratamento Ca. No solo ds parcelas do tratamento P, a concentração de Mg disponível passou de 13,0 mg.kg<sup>-1</sup> em 0-10 cm para 0,6 mg.kg<sup>-1</sup> em 40-50 cm, e nas parcelas do tratamento NP, a concentração de Mg disponível no solo variou entre 7,5 mg.kg<sup>-1</sup> em 0-10 cm e 1,8 mg.kg<sup>-1</sup> em 40-50 cm. Nas parcelas do tratamento Ca, as concentrações de Mg disponível no solo foram maiores em relação às concentrações encontradas no tratamento controle em todas as profundidades. Os demais tratamentos não apresentaram diferenças na concentração de Mg disponível no solo em relação ao tratamento controle (Figura 8).



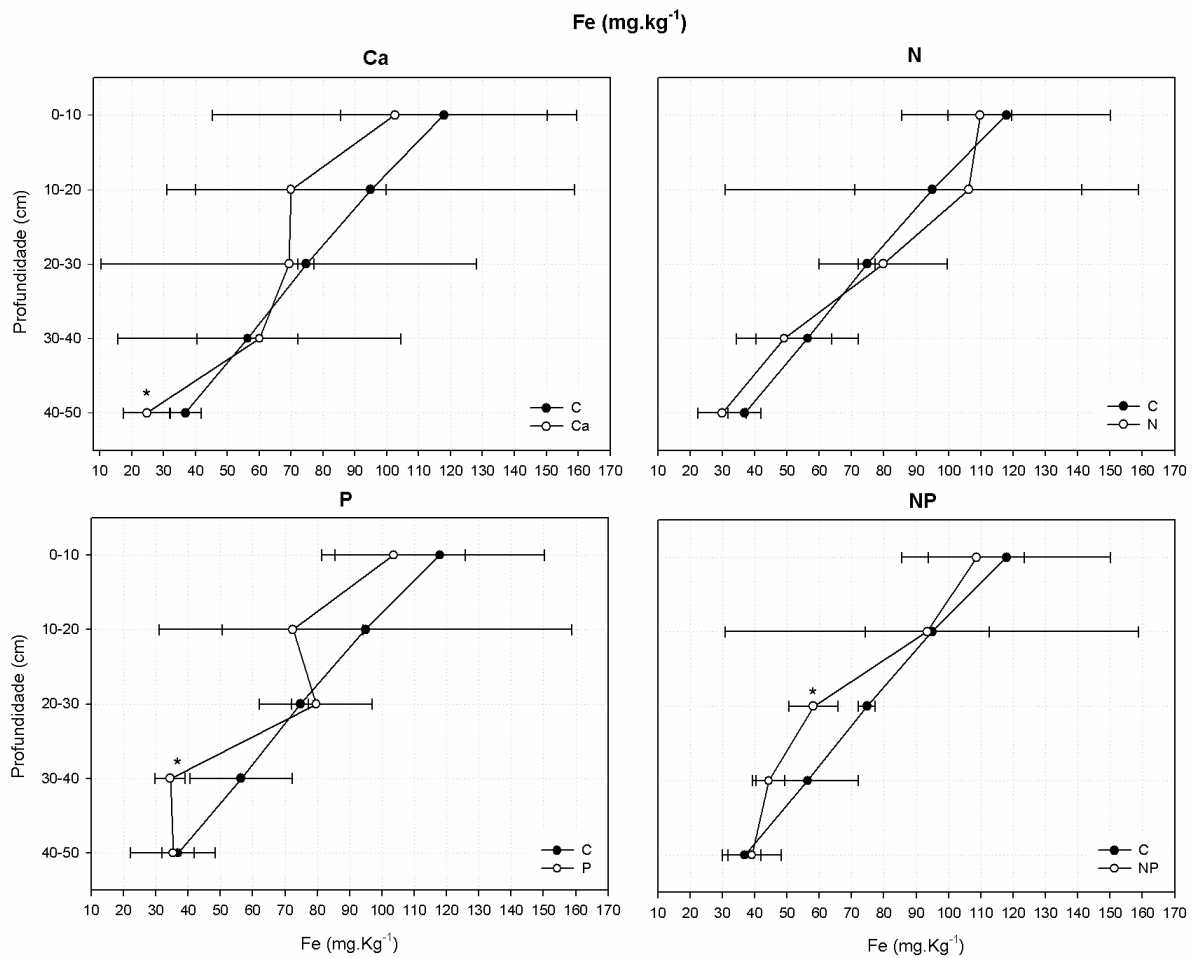
**Figura 8.** Concentrações de Mg disponível no solo (mg.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p < 0,05). A escala gráfica referente ao tratamento Ca diferencia-se das demais devido às altas concentrações de Mg neste tratamento.

As concentrações de Al disponível no solo diminuíram com o aumento da profundidade em todos os tratamentos. No solo das parcelas do tratamento controle, as concentrações de Al variaram entre  $82,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  (0-10 cm) e  $2,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  (40-50 cm). No tratamento N, as concentrações de Al disponível no solo passaram de  $147,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  (0-10 cm) para  $11,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  (40-50 cm). A concentração de Al disponível variou entre  $2,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  (0-10 cm) e  $0 \text{ mg.kg}^{-1}$  (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento Ca, entre  $56,4 \text{ mg.kg}^{-1}$  (0-10 cm) e  $4,49 \text{ mg.kg}^{-1}$  (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento P, e entre  $140,6 \text{ mg.kg}^{-1}$  (0-10 cm) e  $45,6 \text{ mg.kg}^{-1}$  (40-50 cm) no tratamento NP. Os tratamentos N e NP apresentaram concentrações de Al disponível no solo significativamente superiores em relação às encontradas no tratamento controle, sendo em todas as profundidades no tratamento NP e até 30 cm no tratamento N. As parcelas do tratamento Ca apresentaram menores concentração de Al disponível no solo em relação ao observado nas parcelas controle em todas as profundidades (Figura 9).



**Figura 9.** Concentrações de Al disponível no solo ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student;  $p < 0,05$ ).

As concentrações de Fe disponível no solo diminuíram com a profundidade em todos os tratamentos. As concentrações de Fe variaram entre 117,9 mg.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 36,9 mg.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento controle, entre 109,8 mg.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 29,9 mg.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento N; entre 102,4 mg.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 24,7 mg.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) no solo das parcelas do tratamento Ca. A concentração de Fe disponível no solo das parcelas dos tratamentos P e NP variaram entre 103,6 mg.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 35,3 mg.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm) e entre 108,6 mg.kg<sup>-1</sup> (0-10 cm) e 39,1 mg.kg<sup>-1</sup> (40-50 cm). As concentrações de Fe disponível no solo foram significativamente maiores nas parcelas dos tratamentos Ca (40-50 cm), P (30-40 cm) e NP (20-30 cm) em relação ao observado nas parcelas controle (Figura 10).



**Figura 10.** Concentrações de Fe disponível no solo (mg.kg<sup>-1</sup>) até 50 cm de profundidade em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras horizontais representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Teste t de Student; p<0,05).

## 3.2 Composição florística

### 3.2.1. Área total (0,45ha)

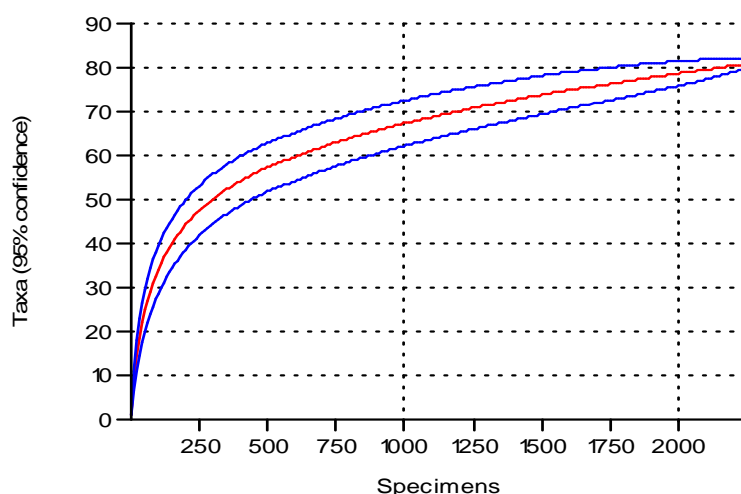
Um total de 2258 indivíduos pertencentes a 82 espécies e 39 famílias foram amostrados nas parcelas de todos os tratamentos, em uma área total de 0,45 ha. A curva de rarefação para a área toda indica que a amostragem abrangeu satisfatoriamente a riqueza existente na área, devido a assíntota da curva calculada, o qual apresentou tendência a formar uma linha horizontal no final do eixo x, onde os intervalos de confiança superiores e inferiores se encontram (Figura 11). Na área toda, a família Leguminosae (*lato sensu*) apresentou o maior número de espécies amostradas (14 espécies), seguida de Asteraceae com oito espécies e Vochysiaceae, com seis espécies. A família Leguminosae (*lato sensu*) apresentou o maior número de indivíduos amostrados em todos tratamentos. As espécies *Roupala montana* (Proteaceae), *Ouratea hexasperma* (Ochnaceae), *Styrax ferrugineus* (Styracaceae), *Blepharocalyx salicifolius* (Myrtaceae) e *Dalbergia miscolobium* (Leguminosae-Papilionoideae) foram às espécies mais comuns, amostradas nas 20 parcelas do experimento.

### 3.2.2. Tratamentos (Parcelas)

As parcelas do tratamento controle apresentaram um total de 479 indivíduos de 47 espécies, pertencentes a 29 famílias. Nas parcelas do tratamento N foram amostrados um total de 461 indivíduos, pertencentes a 53 espécies e 34 famílias. As parcelas do tratamento Ca apresentaram um total de 534 indivíduos de 55 espécies, pertencentes a 33 famílias. Foram amostrados 448 indivíduos de 54 espécies e 31 famílias nas parcelas do tratamento P e 336 indivíduos de 40 espécies, pertencentes a 24 famílias nas parcelas do tratamento NP (Tabela 1). As parcelas referentes aos tratamentos N e NP apresentaram menores índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e Pielou ( $J'$ ) em relação ao tratamento controle (Tabela 1). O índice de similaridade florística de Sørensen foi alto entre os tratamentos de fertilização e o controle, decrescendo dos tratamentos Ca (0,82) e P (0,81) para os tratamentos N (0,78) e NP (0,76).

As espécies *Eremanthus glomerulatus* (Asteraceae), *Ouratea hexasperma* (Ochnaceae), *Roupala montana* (Proteaceae), *Qualea parviflora* (Vochysiaceae), *Blepharocalyx salicifolius* (Myrtaceae), *Rourea induta* (Connaraceae), *Dalbergia miscolobium* (Leg. Papilionoideae), *Styrax ferrugineus* (Styracaceae) e *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae) foram às nove espécies com maior densidade absoluta nas parcelas controle. Considerando o número de espécies necessárias para atingir 51% da densidade relativa dentro dos tratamentos, estas espécies contribuíram com 53,02% da densidade relativa observada neste tratamento.

Nas parcelas do tratamento N, 54% da densidade relativa foi alcançada com as sete primeiras espécies com maior densidade absoluta. Com exceção de *B. salicifolius* e *C. brasiliense*, as espécies com maior densidade absoluta neste tratamento foram as mesmas observadas no tratamento controle.



**Figura 11.** Curva de rarefação (em vermelho) com valores medianos de riqueza de espécies e seus limites de confiança inferiores e superiores (95%) para a vegetação das 20 parcelas (0,45 ha) do experimento de fertilização.

**Tabela 1.** Densidade, riqueza, número de gêneros e famílias, índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e Pielou ( $J$ ) da flora lenhosa contida nas parcelas do tratamento controle e nas parcelas dos tratamentos de fertilização em um cerrado sentido restrito do Distrito Federal. Cada tratamento representa uma área de 900 m<sup>2</sup>. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Diversity t- test,  $p < 0,05$ ).

Tratamento	Densidade	Riqueza	n° de gêneros	n° de famílias	Shannon ( $H'$ )	Pielou ( $J$ )
C	479	47	38	29	3,40	0,88
N	461	53	43	34	3,20*	0,80
Ca	534	55	45	33	3,42	0,85
P	448	54	41	31	3,39	0,85
NP	336	40	34	24	2,89*	0,78

Nas parcelas do tratamento Ca, 51,3% da densidade relativa foi alcançada com oito espécies de maior densidade absoluta. Com exceção de *D. miscolobium*, *E. glomerulatus* e *S. ferrugineus* e a inclusão de *Lafoensia pacari* (Lythraceae) e *Myrsine guianensis* (Myrsinaceae), todas as espécies com maior densidade absoluta no tratamento Ca foram também as que apresentaram maior densidade absoluta no tratamento controle.

Nas parcelas do tratamento P, as oito espécies com maior densidade absoluta representaram 52,9% da densidade relativa observada nas parcelas. Com exceção de *C. brasiliense* e a inclusão de *Kielmeyera coriacea* (Guttiferae) todas as espécies com maior densidade no tratamento P representaram também maior densidade no tratamento controle.

Nas parcelas do tratamento NP, as cinco espécies com maior densidade absoluta (*R. montana*, *S. ferrugineus*, *D. miscolobium*, *B. salicifolius* e *Aspidosperma tomentosum*), representaram 54,7%



da densidade relativa observada. No tratamento NP, 1/3 da densidade relativa foi devido a densidade absoluta das espécies *R. montana*, com 71 indivíduos, e *S. ferrugineus*, com 43 indivíduos.

Em torno de 1/4 da densidade relativa das parcelas do tratamento N foi devido a densidade absoluta das espécies *R. montana* (75 indivíduos) e *Q. parviflora* (38 indivíduos). Entre as espécies amostradas, *R. montana* apresentou os maiores valores de densidade absoluta nos tratamentos N, P e NP. A espécie *R. induta* apresentou maior densidade absoluta nas parcelas do tratamento Ca, segunda maior densidade nas parcelas do tratamento P, e terceira maior densidade nas parcelas do tratamento N. A espécie *M. guianensis* apresentou a terceira maior densidade nas parcelas do tratamento Ca e não foi amostrada nas parcelas dos tratamentos N e NP.

Foram relatadas espécies exclusivas, ou seja, com ocorrência restrita somente as parcelas de um único tratamento. O tratamento Ca apresentou sete espécies exclusivas, sendo elas *Cybianthus detergens* (Myrsinaceae), *Agonandra brasiliensis* (Opiliaceae), *Dimorphandra mollis* (Leg. Caesalpinioideae), *Chresta sphaerocephala* (Asteraceae/Compositae), *Emmotum nitens* (Icacinaceae), *Mimosa clausenii* (Leg. Mimosoideae) e *Andira paniculata* (Leg. Papilionoideae). O tratamento N apresentou cinco espécies exclusivas: (*Maprounea brasiliensis* – Euphorbiaceae, *Jacaranda ulei* – Bignoniaceae, *Ocotea spixiana* – Lauraceae, *Heteropterys byrsonimifolia* – Malpighiaceae e *Palicourea rigida* – Rubiaceae). O tratamento NP apresentou quatro espécies exclusivas; sendo elas (*Lantana* sp. - Verbenaceae, *Pterodon pubescens* - Leg. Papilionoideae, *Copaifera langsdorfii* - Leg. Caesalpinioideae e *Plenckia populnea* - Celastraceae). O tratamento P apresentou duas espécies exclusivas: *Symplocos nitida* - Symplocaceae e *Baccharis tridentata* - Asteraceae/Compositae. As espécies *Machaerium opacum* (Leg. Papilionoideae), *Vochysia rufa* (Vochysiaceae) e *Bauhinia burchelli* (Leg. Caesalpinioideae), só foram amostradas no tratamento controle.

### 3.2.3. Índice de valor de importância (IVI)

Considerando a área de cada tratamento (900 m<sup>2</sup>), a maior área basal total foi registrada nas parcelas do tratamento controle (1,35 m<sup>2</sup>), seguido do tratamento N (1,00 m<sup>2</sup>) e do tratamento Ca (0,95 m<sup>2</sup>). As parcelas dos tratamentos P (0,91 m<sup>2</sup>) e NP (0,92 m<sup>2</sup>) apresentaram as menores áreas basais totais. Os maiores IVI das parcelas do tratamento controle foram apresentados pelas espécies *B. salicifolius* (34,9), *C. brasiliense* (20,9), *O. hexasperma* (18,0), *E. glomerulatus* (17,9) e *S. comosa* (15,1). As cinco espécies somaram 62,4% da dominância relativa observada, sendo que 51,9% desta dominância foi representada pelas espécies *B. salicifolius* (26,2 %), *C. brasiliense* (13,9%) e *S. comosa* (11,8%). A espécie *R. montana*, responsável pela terceira maior densidade observada no tratamento, ocupou a oitava colocação entre as espécies mais importantes. A espécie *Q. parviflora*,

quarta espécie mais abundante, apresentou o sétimo lugar entre as espécies mais importantes do tratamento (Anexo 2).

As espécies *B. salicifolius* (39,05), *R. montana* (22,89), *Q. parviflora* (18,54), *D. miscolobium* (16,63) e *O. hexasperma* (12,24) apresentaram os maiores valores de IVI nas parcelas do tratamento N. Estas espécies representaram 50,08% da dominância relativa, sendo que as espécies com maior dominância relativa foram *B. salicifolius* (30,8%), *V. thyrsoidea* (8,26%) e *D. miscolobium* (7,08%)(Anexo 3).

As espécies com maior IVI nas parcelas do tratamento Ca foram *B. salicifolius* (29,04), *C. brasiliense* (20,35), *R. induta* (16,76), *R. montana* (14,24) e *O. hexasperma* (13,12). Juntas, as cinco espécies representaram 44% da dominância relativa. As espécies com maior dominância relativa foram *B. salicifolius* (21,49%), *C. brasiliense* (20,35%) e *S. comosa* (9,16%). Dentre as cinco espécies mais abundantes, somente *M. guianensis* não foi posicionada entre as cinco espécies mais importantes, ocupando o sétimo maior IVI (11,90) (Anexo 4).

As espécies com maior IVI nas parcelas do tratamento P, *R. montana* (27,35), *C. brasiliense* (17,22), *D. miscolobium* (17,17), *B. salicifolius* (16,95) e *R. induta* (15,17) representaram 41,48% da dominância relativa do tratamento. As espécies com maior dominância foram *C. brasiliense* (12,02%), *S. comosa* (9,79%), *R. montana* (9,48%), *D. miscolobium* e *B. salicifolius*, ambas com 8,90% de dominância relativa. A espécie *S. ferrugineus*, terceira mais abundante no tratamento, apresentou o oitavo maior valor de IVI (11,71), enquanto que a espécie *C. brasiliense*, maior IVI observado, ocupou a décima primeira colocação entre as espécies mais abundantes nas parcelas do tratamento P (Anexo 5).

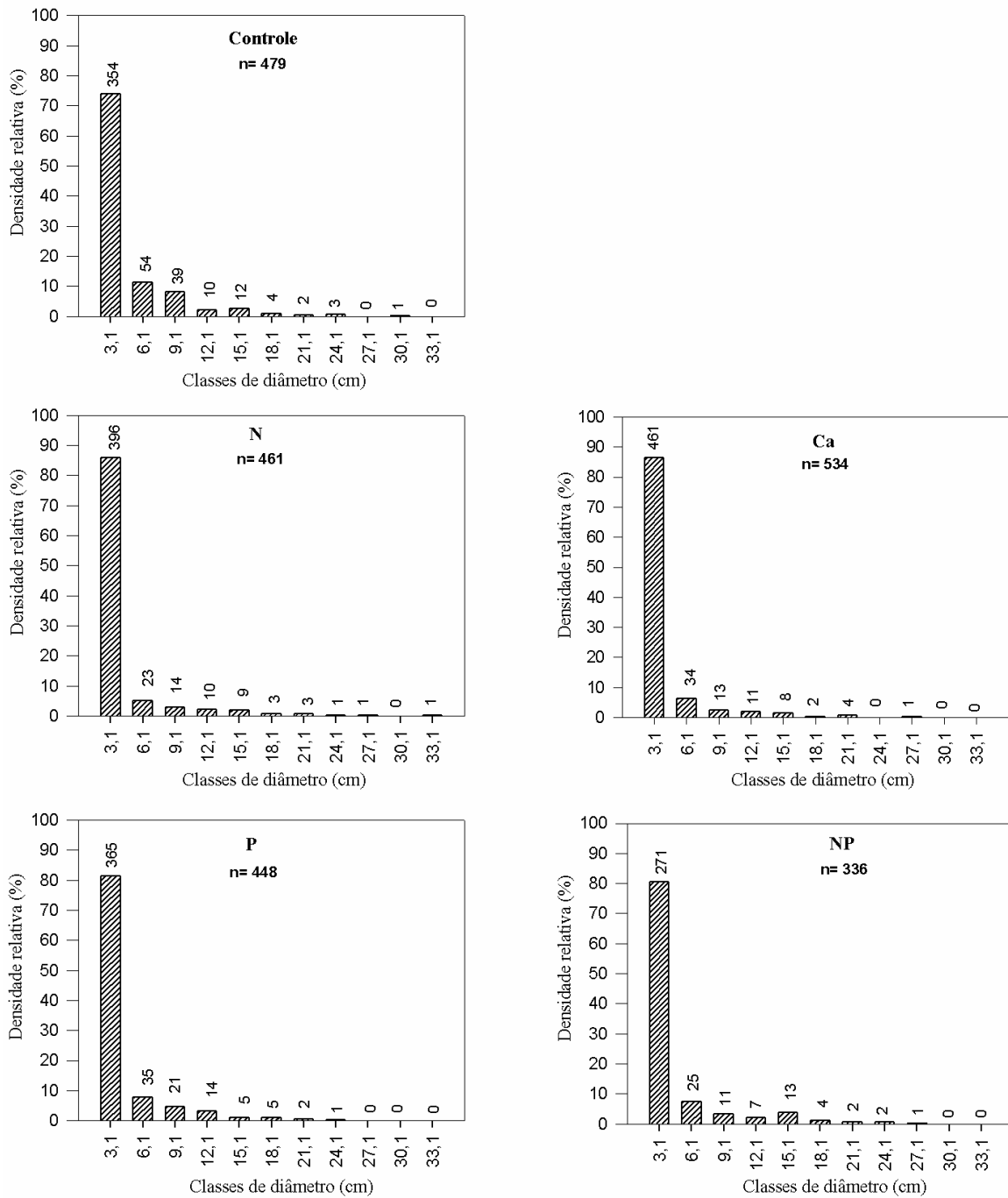
As espécies *B. salicifolius* (56,73), *R. montana* (30,0), *D. miscolobium* (25,21), *S. ferrugineus* (24,30) e *C. brasiliense* (16,43) foram as espécies com maior IVI nas parcelas do tratamento NP. As cinco espécies mais importantes representaram 78,04% da dominância relativa no tratamento. As espécies mais dominantes foram *B. salicifolius* (44,59%), *D. miscolobium* (13,06%) e *C. brasiliense* (10,01%). A espécie *A. tomentosum*, quinta mais abundante nas parcelas NP, ocupou a sétima posição entre as espécies mais importantes. A espécie *C. brasiliense*, terceira maior dominância, semelhantemente ao tratamento P, ocupou a décima primeira colocação entre as espécies mais abundantes nas parcelas do tratamento NP (Anexo 6).

### 3.2.4. Distribuição dos diâmetros

A maior amplitude diamétrica foi encontrada nas parcelas do tratamento N (30,89 cm) e a segunda maior amplitude foi apresentada nas parcelas do tratamento controle (28,63 cm). A amplitude diamétrica nas parcelas tratamentos Ca e NP foram, respectivamente, 26,1 cm e 24,2 cm. A amplitude diamétrica observada nas parcelas do tratamento P foi de 22,1 cm. Como os intervalos

de classe foram variáveis em cada tratamento (entre 2,6 e 3,2), foi utilizado um intervalo de classe arredondado em 3 cm para todos os tratamentos, conforme recomendado por Felfili e Resende (2003). Sendo assim, os indivíduos amostrados em todos os tratamentos foram distribuídos em 11 classes de diâmetro com intervalo de classe de 3 cm (Figura 12).

O maior diâmetro observado pertenceu a um indivíduo de *V thyrsoidea* (32,48 cm), amostrada no tratamento N. O maior número de indivíduos foi observado na primeira classe diamétrica em todos os tratamentos, sendo que o tratamento controle apresentou a menor porcentagem (73,9%) e o tratamento Ca, a maior porcentagem (86,3%) de indivíduos nesta classe de diâmetro. Os tratamentos N, P e NP apresentaram, respectivamente 85,9%, 81,5% e 80,7% de indivíduos na primeira classe de diâmetro. Os tratamentos controle (11,3%) e P (7,8%) apresentaram a maior porcentagem de indivíduos ocorrendo na segunda classe diamétrica. A menor ocorrência nesta classe foi apresentada pelo tratamento N (5%). O tratamento controle apresentou a maior porcentagem de indivíduos na terceira classe de diâmetro (8,1%), o tratamento Ca apresentou a menor porcentagem (2,4%) de indivíduos pertencentes a esta classe. Somente 1,5% (NP), 1,3% (controle e N), 0,9% (Ca), 0,7% (P) do total de indivíduos ocorreram nas cinco últimas classes de diâmetro (Figura 12).



**Figura 12.** Distribuição em classes de diâmetro dos indivíduos lenhosos amostrados nas parcelas dos cinco tratamentos em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Valores sobre as barras indicam o número de indivíduos amostrados para cada classe de diâmetro (limite de inclusão: CAS > 5cm; diâmetro > 1,59cm).

## 4. Discussão

### 4.1. Adição de fertilizantes e disponibilidade de nutrientes no solo.

Antes da primeira fertilização (setembro de 1998) não havia diferenças entre as parcelas em relação ao pH e as concentrações de nutrientes (Kozovits et al, 2007). Após nove anos de fertilizações periódicas, a disponibilidade de  $\text{NO}_3^-$ , P, Ca, Mg, Al e os valores de pH foram significativamente alterados. Considerando a baixa disponibilidade de N, P, Ca e Mg em solos de cerrado, o aumento na concentração destes elementos altera os processos biogeoquímicos e as interações entre solo e planta, que em longo prazo, pode levar a mudanças na composição de espécies.

Nos tratamentos de fertilização com N e NP houve aumento da disponibilidade de  $\text{NO}_3^-$ , bem como diminuição do pH e aumento na disponibilidade de Al. Cleveland et al (2006), estudando os efeitos da adição de N, P e N+P em florestas tropicais úmidas da Costa Rica, verificaram que o efeito da diminuição do pH em resposta a adubação nitrogenada só aconteceu nas parcelas com adição com N+P, sendo que não houve redução significativa do pH nem aumento nas concentrações de N no solo quando o N foi aplicado isoladamente. A acidificação do solo com consequente aumento nas concentrações de Al é comum em solos com adição de sulfato de amônia e é considerado um mecanismo chave na perda da diversidade de plantas em vários ecossistemas em resposta ao aumento da deposição atmosférica de N (Bobbink et al, 2009).

O sulfato de amônia possui 20% de N na forma amoniacal e entre 22 a 24% de enxofre. Quando o sulfato de amônio é aplicado no solo, o amônio do fertilizante é oxidado a nitrato, liberando íons  $\text{H}^+$ , causando acidificação no solo. Consequentemente, os níveis de Al também são aumentados devido à sua reação com água, aumentando a solubilização deste elemento (Lopes, 1998). Os efeitos da fertilização nitrogenada foram mais intensos quando o nitrogênio foi aplicado junto ao P, pois o tratamento NP propiciou maior disponibilidade de Al, menor pH e maior concentração de N inorgânico em relação ao N total que o tratamento N. Dentre as formas de N inorgânico no solo do experimento, a contribuição do  $\text{N-NH}_4^+$  foi maior que a do  $\text{N-NO}_3^-$  nas frações de N disponível. Este resultado concorda com Kozovits et al (1996); Nardoto e Bustamante (2003) e D'Andréa et al (2004), que também encontraram maior contribuição do  $\text{N-NH}_4^+$  nas formas de N disponível em solos de cerrado. As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  encontradas neste trabalho (ente 5,1  $\text{mg.kg}^{-1}$  e 8,5  $\text{mg.kg}^{-1}$ ) estão dentro dos limites encontrados por Nardoto e Bustamante (2003) em solos de cerrado na estação chuvosa. Estes autores constataram que a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  apresenta diminuição na estação chuvosa em relação às concentrações encontradas na estação seca.

O aumento na disponibilidade de Ca e Mg no tratamento com adição de Ca, deve-se, em parte, ao calcário dolomítico apresentar 38% de óxido de cálcio e em torno de 12% de óxido de

magnésio em sua fórmula. Em solos de cerrado, a limitação por cátions é muito alta (Haridasan, 2000), sendo assim, solos submetidos à aplicação de calcário apresentam grandes diferenças de concentração de Ca e Mg em relação a solos sem manipulação química, como o observado por Villela e Haridasan (1994). A diminuição da acidez e a redução do Al também são resultantes das reações químicas do calcário no solo. Em solos ácidos com o pH menor que 5,5, a principal fonte de  $H^+$  advém da reação do  $Al^{+3}$  com água, originando  $Al(OH)^{+2}$  e íons  $H^+$ , acidificando o solo devido ao excesso de  $H^+$  e ao aumento de Al prontamente reativo. O calcário reduz a acidez do solo convertendo íons  $H^+$  em água e precipitando o Al como  $Al(OH)_3$ . Os íons  $Ca^{+2}$  oriundos do calcário substituem o Al nos sítios de troca, e o íon carbonato ( $CO_3^{-2}$ ) reage com a solução do solo criando íons hidroxila, que em seguida reagem com os íons  $H^+$ , formando água (Lopes, 1998). A maior disponibilidade de Ca e Mg pode ser o motivo da diminuição da disponibilidade de K nas parcelas do tratamento Ca em relação ao controle. Estes elementos são bivalentes, sendo que sua força de ligação às partículas do solo é maior que a do K (elemento monovalente), deslocando-o dos complexos de troca (Epstein e Bloom, 2006).

A adição de superfosfato simples aumentou não só a disponibilidade de P nos tratamentos P e NP como também aumentou a concentração de Ca no tratamento P. Cleveland et al (2006) também verificaram aumento na concentração de P em parcelas fertilizadas com P e N+P em solos de florestas tropicais úmidas na Costa Rica.

No presente trabalho, o elevado aumento na disponibilidade de P nas camadas superficiais deve-se a baixa mobilidade do elemento no solo. A aplicação dos fertilizantes ocorreu sobre a camada de serapilheira. Devido ao P apresentar movimento limitado na maioria dos solos, ele geralmente permanece onde é aplicado. Assim, muito pouco do P movimenta-se para camadas mais profundas. Quando o movimento acontece, este se dá por difusão, um processo lento e de pouca amplitude (Mengel e Kirkby, 1987; Marschner, 1995). As altas concentrações de P (36,9  $mg.g^{-1}$  no tratamento P e 40,45  $mg.g^{-1}$  no tratamento NP) na camada superficial (0-10) pode ser devido a resíduos remanescentes do fertilizante que permaneceram depositadas abaixo da camada de serapilheira e nos primeiros 10 cm de profundidade. Este fato pode também ser a razão das elevadas concentrações de Ca e Mg no tratamento Ca nas camadas superficiais.

O tratamento P apresentou elevados teores de Ca (203,97  $mg.g^{-1}$  em 0-10 cm, 55,6  $mg.g^{-1}$  em 10-20 cm e 43,1  $mg.g^{-1}$  em 20-30 cm de profundidade) resultando em maior disponibilidade de Ca em relação ao tratamento controle. O fertilizante superfosfato simples é fabricado a partir da reação do ácido sulfúrico com a rocha fosfatada. Além de 18% de  $P_2O_5$ , o superfosfato simples também possui 18% a 20% de Ca e 10 a 12% de S (Lopes, 1998). Ou seja, a aplicação de superfosfato fornece não só P, mas também Ca e S ao solo. O tratamento NP também apresentou valores elevados de Ca nas camadas superficiais (52,6  $mg.g^{-1}$  em 0-10 e 26,5 em 10-20 cm), entretanto, a variação observada foi muito grande, o que resultou em diferenças não significativas com o tratamento controle.

Como o relatado para os solos de áreas agrícolas (Malavolta, 1981), solos de cerrado sob vegetação nativa também respondem a adição de calcário e gesso agrícola com aumento do pH, neutralização do Al trocável e aumento na disponibilização de Ca e Mg no solo. Os baixos teores de bases (Ca, Mg e K) e altos teores de Al em solos de cerrado representam importante fator para as respostas imediatas e aumento significativo da disponibilidade de P, Ca, Mg e Al após aplicação de calcário e fertilizantes fosfatados (Malavolta e Kliemann, 1985).

#### **4.2. Dinâmica de nutrientes em solos de cerrado sentido restrito submetidos à fertilização**

As alterações químicas do solo observadas neste trabalho foram semelhantes às verificadas por outros autores que trabalharam nesta mesma área (Saraceno, 2006; Kozovits et al, 2007) e em outra área de cerrado sentido restrito submetida à fertilização (Garcia, 1990; Vilela e Haridasan 1994; Moraes, 1994; Silva, 2001).

Comparando os resultados deste trabalho com outras pesquisas realizadas na mesma área (Kozovits et al, 2007; Saraceno, 2006), observa-se que eventos consecutivos de fertilização alteram o pH e aumentam a disponibilidade de P e Ca em camadas mais profundas. Por outro lado, a disponibilidade de N total diminuiu na superfície em relação às concentrações relatadas por Kozovits et al (2007) e Saraceno (2006). Nos dois primeiros anos após o início da fertilização (Kozovits et al, 2007), os valores de pH nos tratamentos com adição de N apresentavam diferenças significativas até 20 cm de profundidade no tratamento N e até 10 cm no tratamento NP em relação ao controle. Sete anos depois, estas diferenças aumentaram para 25 cm no tratamento NP e até 50 cm no tratamento N (Saraceno, 2006). Nove anos após a primeira fertilização, as diferenças significativas de pH em relação ao tratamento controle continuaram aumentando em profundidade no tratamento NP (até 50 cm) e diminuíram no tratamento N (até 40 cm). Somente nas parcelas do tratamento Ca observou-se diminuição do pH na camada superficial em relação ao encontrado por Saraceno (2006), porém, o pH continuou aumentando em 50 cm de profundidade. A disponibilidade de P e Ca nos tratamentos P e NP aumentou em camadas mais profundas que o observado por Saraceno (2006) e Kozovits et al (2007).

Os resultados do presente trabalho demonstram que as fertilizações periódicas continuam aumentando a disponibilidade de P (nos tratamentos P e NP), Mg (no tratamento Ca) e de Ca em camadas mais profundas (50 cm) nos tratamentos Ca e P. Apesar da diminuição na concentração de N em superfície, as concentrações apresentaram aumento em profundidade em relação ao observado por Saraceno (2006). O efeito da neutralização do Al também continuou aumentando no tratamento Ca, sendo que a disponibilidade de Al diminuiu cerca de 95% no tratamento N e NP em relação ao observado por Saraceno (2006) (Tabela 2). O aumento da disponibilidade de Ca e Mg e neutralização do Al em camadas mais profundas nas parcelas do tratamento Ca pode ser devido à aplicação

contínua de gesso agrícola. A gessagem promove o aprofundamento radicular, contribuindo para o transporte de nutrientes em profundidade.

Em estudo conduzido em cerrado sentido restrito do Distrito Federal submetido a tratamentos de fertilização, Silva (2001) verificou que os efeitos ainda persistem 12 anos após a aplicação de calcário e oito anos após a aplicação de fertilizantes (N, P e K). Porém, estes efeitos diminuíram com a profundidade, tornando-se muito fraco ou deixando de existir em camadas abaixo de 30 cm. A adição de fertilizantes de liberação rápida tornaram os nutrientes mais suscetíveis a perdas por lixiviação durante o primeiro ano pós-aplicação em relação à adição de nutrientes de lenta disponibilização (Aarnio et al, 1995).

Possivelmente, no presente experimento, os efeitos da maior disponibilidade de nutrientes em superfície e profundidade também diminuiriam com o tempo se as adubações fossem interrompidas, pois os elementos adicionais passariam a ser menos abundantes nas camadas superiores, o que atenuaria a percolação e a lixiviação. O suprimento adicional restante dificilmente alcançaria maiores profundidades no perfil, pois estaria ciclando entre os fluxos de serapilheira e a camada de absorção mais ativa da rizosfera, localizada nas camadas superiores do solo.

Thirukkumaran e Parkinson (2002) também verificaram que os efeitos da fertilização nitrogenada são menos duradouros e diminuem com o tempo. Já a concentração de P no solo tende a manter o padrão de alta disponibilidade em resposta a fertilização fosfatada durante do período do estudo.

**Tabela 2.** Valores de pH em água e concentração dos elementos N ( $\text{g.kg}^{-1}$ ), P, Ca, Mg e Al ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na camada superficial (0-10 cm) e em 40-50 cm de profundidade nos anos 2005 (Saraceno, 2006) e 2007 (presente trabalho) em um latossolo vermelho submetido a tratamentos de fertilização em um cerrado sentido restrito em Brasília-DF.

Nutriente, pH	Prof.(cm)	Controle		Ca		N		P		NP	
		2005	2007	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2005	2007
pH água	0-10	4,3	4,4	5,6	5,3	3,9	3,9	4,1	4,2	3,8	3,8
	40-50	4,6	4,7	4,8	4,9	4,4	4,5	4,7	4,6	4,6	4,2
N ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	0-10	2,4	1,3	2,0	1,4	2,2	1,9	2,3	1,4	2,4	1,6
	40-50	0,8	1,5	0,8	1,2	0,8	1,2	0,8	1,0	0,9	0,8
P ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	0-10	1,2	1,6	1,3	1,8	1,3	2,1	18,2	36,9	16,3	40,5
	40-50	traços	0,9	traços	1,0	traços	0,8	traços	1,7	traços	2,3
Ca ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	0-10	16,0	16,0	1994,3	839,6	16,2	22,0	101,5	204,0	59,3	52,6
	40-50	5,5	9,5	81,0	104,2	6,6	8,0	10,5	24,0	24,0	22,0
Mg ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	0-10	12,2	7,9	335,2	358,7	10,1	8,5	12,5	13,1	10,5	7,6
	40-50	3,2	1,2	23,2	40,7	3,2	0,6	3,0	0,6	2,9	1,8
Al ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	0-10	193,2	82,3	21,6	2,2	269,8	147,2	215,9	56,4	273,7	140,7
	40-50	17,8	2,2	13,3	0,0	37,3	11,0	17,5	4,5	16,4	45,6

As relações solo-planta também exercem grande influência na disponibilidade de nutrientes ao longo do perfil do solo. Os macronutrientes P, K, Ca e Mg são facilmente acumulados na zona de



absorção da rizosfera. Isto explica porque os elementos ocorrem em maior concentração nos horizontes em superfície na maioria dos solos (Marschner, 1995, Epstein e Bloom, 2006). Com o avanço do tempo, nutrientes com maior mobilidade atingem camadas mais profundas no perfil do solo, principalmente por lixiviação. Enquanto que os nutrientes com menor mobilidade apresentam tendências de acúmulo na camada superficial, mas também aumentam em profundidade à medida que novas fertilizações são realizadas, potencializando a lixiviação destes nutrientes para camadas mais profundas.

Os efeitos da fertilização na disponibilidade de nutrientes é influenciado pela vegetação que está sobre o solo, pela composição da fórmula aplicada, pelas características químicas de cada nutriente e pelo tempo pós-aplicação. O aumento da acidez e das concentrações de N inorgânico e Al (nos tratamento N e NP), bem como o aumento na disponibilidade de Ca e P (nos tratamento P e NP) são conservativos ao longo do tempo, pois também foram verificados em trabalhos anteriores realizados na mesma área. A fertilização periódica propiciou acúmulo dos nutrientes em camadas superficiais, principalmente dos elementos com menor mobilidade. Com o aumento no tempo após a fertilização, o suprimento adicional do elemento em camadas superficiais diminui, o que resulta em menor movimento para camadas mais profundas.

#### **4.3. Fertilização, composição e estrutura da vegetação**

A grande representabilidade do estrato regenerativo em relação aos adultos na composição da comunidade pode ser visualizada na distribuição de classes diamétricas de cada tratamento (Figura 17). O formato de J-reverso apresentado em todos tratamentos indica que a comunidade é regenerante, situação comum em áreas de cerrado sentido restrito em recuperação pós-fogo (Moreira, 2000).

A adição de N levou ao decréscimo na densidade de indivíduos lenhosos, especialmente no tratamento NP. Por outro lado, maiores valores de pH, Ca e Mg e menores concentrações de Al podem ter propiciado maior densidade nas parcelas do tratamento Ca (11,5% maior que o controle). Coradin et al (2002) também observaram que os efeitos da calagem e fertilização contribuíram para o maior adensamento de espécies.

A riqueza de espécies, ao contrário do previsto, foi maior nas parcelas dos tratamentos Ca, P e N em relação à riqueza estimada nas parcelas do tratamento controle. Entretanto, a menor riqueza entre os tratamentos foi encontrada no tratamento NP.

Com relação à diversidade de espécies, as parcelas dos tratamentos N e NP apresentaram diminuição da diversidade em relação ao controle, devido a menor equitabilidade ocasionada pelo acréscimo do recrutamento e da abundância de indivíduos de determinadas espécies em regeneração aliado ao aumento da dominância dos indivíduos de espécies adultas. Algumas espécies, em geral

aquelas com maior densidade de indivíduos adultos, responderam positivamente ao aumento da disponibilidade de nutrientes, tornando-se mais dominantes. Apesar da alta similaridade florística entre as parcelas fertilizadas e o controle, as mudanças nos padrões de densidade e abundância nos tratamentos N e NP acarretaram em menor similaridade destes em relação ao controle.

Foram observadas alterações nos padrões de densidade e dominância de espécies nos tratamentos fertilizados em relação ao controle, refletindo em diferenças no VI (valor de importância) das espécies entre os tratamentos. Na comunidade não fertilizada, as mais importantes foram *B. salicifolius* e *C. brasiliense* foram (maiores dominâncias relativas) e *O. hexasperma* e *E. glomerulatus* (maior abundância). As espécies com maior abundância no tratamento controle apresentaram redução de densidade nas parcelas do tratamento N (32,5% em *O. hexasperma* e 49% em *E. glomerulatus*) e NP (67,5% em *O. hexasperma* e 85% em *E. glomerulatus*). Por outro lado, a espécie *R. montana* apresentou cerca do dobro da densidade nos tratamentos N e NP em relação a densidade relatada para o tratamento controle.

*B. salicifolius*, mesmo apresentando densidade similar entre as parcelas dos tratamentos controle N e NP, apresentou maior dominância relativa nestes tratamentos. *C. brasiliense* apresentou diminuição de VI nos tratamentos N e NP devido a sua menor densidade e dominância nestes tratamentos.

Nas parcelas do tratamento Ca, *B. salicifolius* e *C. brasiliense* continuaram como as mais dominantes, porém, com menor dominância relativa que a observada nas parcelas controle. *M. guianensis*, *R. induta* e *R. montana* apresentaram, respectivamente, 81%, 62%, e 31% de aumento na densidade em relação ao tratamento controle. Nas parcelas do tratamento P, *C. brasiliense* foi mais dominante, enquanto que *B. salicifolius* cai para a quarta maior dominância no tratamento, junto com *D. miscolobium*. *R. montana* ocupou a primeira posição entre as mais abundantes.

O aumento da dominância relativa da fixadora de N *D. miscolobium* nos tratamentos com adição de P em relação ao controle pode ser devido a maior habilidade na aquisição de N em solos com elevadas concentrações de P. Quando o P se torna abundante, o N é geralmente o próximo nutriente a se tornar limitante. Então a vantagem competitiva de ser fixadora de N pode aumentar com a adição de P.

A diminuição do pH e o aumento da disponibilidade de Al parece ter favorecido espécies acumuladoras de Al nos tratamentos N e NP. *Q. parviflora* apresentou 47% de indivíduos em regeneração e 31,5% de acréscimo na densidade em relação ao controle, ocupando o terceiro maior VI e a quarta maior densidade relativa no tratamento N. A espécie *M. albicans* praticamente dobrou a densidade relativa em relação ao observado nas parcelas controle, o que indica que esta está regenerando nos tratamentos com N, ocupando, respectivamente, o nono e o décimo lugar em valor de importância nos tratamentos N e NP. A importância desta espécie foi bem menor nos tratamentos controle (16º lugar em VI), P e Ca (33º lugar em VI). A espécie *P. rigida* só foi representada por 2 indivíduos jovens no tratamento N, e *V. thyrsoidea* apresentou 8,26% de

dominância relativa com 0,22% de densidade relativa neste mesmo tratamento. As espécies citadas são reconhecidas como acumuladoras de Al (Haridasan 1982), e apresentam vantagens competitivas em solos com alta disponibilidade de Al, pois acumulam altas concentrações deste elemento nas folhas sem interferir na concentração dos nutrientes essenciais (Medeiros e Haridasan, 1985). As espécies acumuladoras comumente apresentam alto valor de importância em áreas com baixo pH e alta saturação por Al (Haridasan, 1987).

Os resultados deste trabalho demonstram que os padrões de dominância e densidade são alterados mediante ao aumento da disponibilidade de nutrientes. Espécies com maior habilidade para crescer e estabelecer-se sob condições de alta disponibilidade de nutrientes e apresentar menor suscetibilidade a distúrbios (no caso, a ocorrência de fogo), apresentaram maior vantagem competitiva. Nas parcelas fertilizadas, as espécies adultas dominantes que responderam a fertilização com aumento nos padrões de dominância e as espécies regenerantes que apresentam maior acréscimo no recrutamento e abundância modificaram a composição da comunidade em relação ao controle. Estas modificações na composição desequilibraram a equitabilidade original, o que consequentemente teve implicações na menor diversidade, principalmente nos tratamentos N e NP.

Desde o início do experimento (após duas fertilizações), Bucci (2001) já havia constatado que a fertilização estava aumentando as taxas de crescimento diamétrico das espécies lenhosas dominantes. Este efeito também foi verificado por Simpson Júnior (2002) e por Saraceno (2006). *B. salicifolius* apresentou o maior crescimento em diâmetro dentre as espécies analisadas pelos dois últimos autores, sendo que este crescimento foi maior nos tratamentos com P. *C. brasiliense* e *Q. parviflora* também apresentaram maior crescimento diamétrico nos tratamentos N e NP (Simpson Júnior, 2002; Saraceno, 2006). Saraceno (2006) também constatou que o período de crescimento acumulado em caules de *B. salicifolius* e *C. brasiliense* nos tratamentos com adição de P aumentou em torno de cinco meses. Segundo a autora, *O. hexasperma* não apresentou maior crescimento em resposta aos tratamentos de fertilização, com tendência de diminuição no tratamento P.

Nos tratamentos com menor diversidade (N e NP), as espécies com maior valor de importância foram *B. salicifolius* e *R. montana*. A alta dominância relativa de *B. salicifolius* aliada a alta densidade relativa de *R. montana* aparentam ser fatores influentes no declínio da diversidade observada nestes tratamentos. No tratamento N, a espécie *Q. parviflora* apresentou o terceiro maior valor de importância e elevada dominância relativa. Esta espécie também pode estar contribuindo para a menor diversidade do tratamento N.

O efeito do aumento na produção primária do estrato herbáceo também é uma alteração em áreas fertilizadas que influencia no estabelecimento de plântulas de espécies lenhosas em regeneração. O aumento da biomassa da camada herbácea e o aumento no potencial invasivo de gramíneas exóticas é alteração comum em vários ecossistemas onde a disponibilidade de N é aumentada (Bobbink et al, 2009). Outros autores também observaram que a alteração no status nutricional do solo exerce influência tanto na resposta individual de espécies lenhosas como na

comunidade de herbáceas de cerrado sentido restrito (Villela e Haridasan, 1994; Haridasan et al, 1997; Luedemann, 2001; Silva, 2001; Simpson Júnior, 2002, Coradin, 2002).

Luedemann (2001) observou que na fase inicial do experimento existia pequena área de 20 cm de diâmetro com a presença da gramínea exótica *Melinis minutiflora*. Dois anos depois, foi verificada a ocorrência da espécie nos tratamentos fertilizados, não ocorrendo no tratamento controle e na área entre as parcelas. A invasão das parcelas fertilizadas por *M. minutiflora* causou mudança na dominância de espécies do estrato herbáceo, reduzindo a biomassa da gramínea nativa C3 *E. inflexa* no tratamento NP. As gramíneas nativas C4 apresentaram menor biomassa nos tratamentos N, P e NP, especialmente onde o N foi adicionado, sendo que os valores de biomassa total foram, respectivamente 41% e 59% nos tratamentos P e NP (Luedemann e Bustamante, dados não publicados).

*Roupala montana* aumenta significativamente a altura de plântulas sob competição com *M. minutiflora* (Hoffmann e Haridasan, 2008) e apresenta acréscimo de 15% na taxa de reprodução vegetativa pós-fogo (Hoffmann, 1998). Segundo Franco (1998), *R. montana* aloca parte dos fotoassimilados do início da estação chuvosa para as raízes na forma de carboidratos, o que pode funcionar como mecanismo que permite rebrotas após eventos de fogo. Segundo Hoffmann e Solbrig (2003), a elevada sobrevivência de plântulas de *R. montana* está associada ao aumento nas taxas de reprodução vegetativa pós-fogo.

Eventos de fogo têm impacto negativo sobre a reprodução sexuada das espécies lenhosas (Hoffmann, 1998) e dobra a cobertura total de *M. minutiflora* no segundo ano pós-fogo (Martins et al, 2004). O segundo valor de importância da espécie *R. montana* nos tratamentos N e NP pode ser explicado pela sua alta capacidade regenerativa pós-fogo devido ao aumento na altura e nas taxas de reprodução vegetativa. O aumento na disponibilidade de nutrientes aliado ao baixo requerimento nutricional da espécie (ver capítulo III da presente tese) talvez tenha possibilitado o aumento na alocação de recursos para raízes, aumentando o potencial de rebrota pós-fogo dos indivíduos de *R. montana* nas comunidades fertilizadas.

Espécies da família Proteaceae (família a qual *R. montana* pertence) são associadas à presença de raízes proteóides. Este tipo de sistema radicular permite a absorção de formas de P não acessíveis a outras espécies. Estas raízes mobilizam o P mineral que está ligado a cátions metálicos e conseguem extrair P de formas orgânicas. Devido ao aumento na área de superfície das raízes e emissão de exudatos que solubilizam os nutrientes fixados com metais, as espécies com raízes proteóides apresentam vantagem competitiva na aquisição de P. Este mecanismo é considerado pelos autores como estratégia adaptativa (Watt e Evans, 1999; Turner, 2008; Lambers et al, 2008).

Os altos valores de importância das espécies lenhosas de maior porte nos tratamentos fertilizados estão relacionados a aumentos nos valores de dominância, principalmente nos tratamentos com menor diversidade. Com exceção do tratamento P, *B. salicifolius* foi a mais importante em todos os tratamentos e apresentou maior dominância relativa nos tratamentos N e NP

em relação ao controle. O gênero *Blepharocalix* é descrito como sendo típico de florestas e formações vegetais arbóreas (Lughadha e Proença, 1996). Espécie *B. salicifolius* pode ocorrer em cerrados mais densos, predominantemente arbóreos, e também pode ser encontrada em matas de galeria (Proença e Gibbs, 1994) e cerradões (Haridasan, 1987; Silva-Júnior et al, 2005). Paiva (2008) constatou a presença de *B. salicifolius* em gradiente transicional entre cerrado e mata de galeria, amostrando a espécie na área de cerrado, na zona de transição e na mata de galeria. O fato da espécie também ser associada a comunidades sob solos mais ricos em nutrientes, pode explicar, em parte, o aumento da dominância em condições de elevação da disponibilidade de nutrientes.

Mudanças na composição florística de espécies lenhosas são resultantes de longos processos adaptativos e são influenciadas pela natureza das condições competitivas de cada espécie, associadas a condições de stress e eventuais distúrbios (Grime, 1977). A limitação por N e P governam o crescimento e as características adaptativas das plantas na maioria dos ecossistemas, sendo que o acúmulo de N é o principal causador da mudança na composição de espécies, por comandar as interações competitivas e ou tornar as condições desfavoráveis para algumas espécies (Bobbink et al, 2009). O acúmulo de P também exerce importante papel na composição de espécies, pois as plantas apresentam diferentes estratégias adaptativas para a aquisição de N e P dependendo da natureza da limitação. Devido à baixa capacidade regulatória da aquisição de P, plantas de solos intemperizados submetidos ao aumento da disponibilidade de P frequentemente apresentam sintomas de toxidez em função do elevado acúmulo do elemento (Lambers et al, 2008). A relação entre as estratégias adaptativas, habilidade competitiva e composição e diversidade de espécies herbáceas apresentaram alterações diferenciadas ao longo do tempo em um experimento de fertilização em longo prazo (50 anos) (Fynn et al, 2005), o que indica que as alterações observadas neste trabalho podem ser dinâmicas ao longo do tempo, dependendo do efeito em longo termo da toxicidade direta ao aumento da disponibilidade de N e P, ao aumento da acidez e ao aumento na suscetibilidade de distúrbios e estresse.

Os resultados deste trabalho sugerem que o enriquecimento nutricional e as conseqüentes mudanças nos padrões de diversidade e abundância de espécies lenhosas em relação as suas respostas individuais a fertilização resultam em alteração na diversidade da vegetação. Os efeitos da adição simultânea de N e P nos padrões de densidade, dominância, riqueza e diversidade foram mais expressivos que os efeitos causados pela adição individual. No entanto, os efeitos da fertilização na diversidade não podem ser explicados através da análise de poucas variáveis em um curto período de tempo, sendo que vários outros atributos não verificados neste trabalho podem estar influenciando nestas mudanças, como por exemplo, a interação com o estrato herbáceo.

## 5. Conclusões

Considerando às hipóteses formuladas, os resultados deste trabalho permitem as seguintes conclusões:

- a) A adição de fertilizantes em médio prazo diminuiu o pH do solo e aumentou as concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  e Al disponível (nos tratamentos N e NP); aumentou as concentrações de P disponível (nos tratamentos P e NP) e aumentou as concentrações de Ca disponível (nos tratamentos P e Ca). A adição de Ca também elevou o pH e a concentração de Mg disponível, diminuindo as concentrações de K e Al disponíveis. Os nutrientes apresentaram maior concentração nas camadas superficiais, diminuindo com a profundidade do perfil de solo.
- b) A riqueza de espécies foi menor nas parcelas do tratamento NP, sendo que as parcelas dos tratamentos N e NP apresentaram menor equitabilidade e diversidade de espécies em relação ao observado nas parcelas do tratamento controle.
- c) As alterações nos atributos analisados foram mais intensas nas parcelas do tratamento NP, onde observou-se alteração do pH, da concentração de  $\text{N-NO}_3^-$ , P e Al disponíveis no solo e diminuição da densidade, riqueza, equitabilidade e diversidade de espécies em relação ao observado nas parcelas do tratamento controle.

## Capítulo II – Produção, qualidade e decomposição da serapilheira em um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes.

### Resumo

A produção, qualidade e decomposição da serapilheira foram avaliados em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Entre 1998 e 2006 foram adicionados  $4 \text{ t. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  de Ca e  $100 \text{ kg. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  de N, P, e N+P em 20 parcelas de  $225\text{m}^2$  dispostas em um delineamento inteiramente ao acaso. A área das parcelas sofreu uma queimada acidental em setembro de 2005. A produção de serapilheira foi determinada entre janeiro e agosto de 2005 (período pré-fogo) e entre junho de 2006 e maio de 2008 (período pós-fogo). A concentração de N, P, K, Ca, Mg e S na serapilheira, o fluxo e a eficiência no uso de nutrientes (EUN) foram determinados entre os meses de junho e setembro de 2006 (primeiro período pós-fogo) e entre junho e setembro de 2007 (segundo período pós-fogo). A serapilheira foliar das parcelas dos tratamentos controle, N, P e NP foi submetida à incubação *in situ* em bolsas de malha de dois mm por um período de 473 dias para determinação das taxas de decomposição. Foram determinadas as concentrações e a perda de massa dos nutrientes na serapilheira durante o processo de incubação. Observou-se um efeito positivo dos nutrientes N e P em forma combinada no aumento da produção de serapilheira total (folhas e miscelânea). No primeiro ano pós-fogo, a produção de serapilheira foliar nas parcelas dos tratamentos N e Ca não diferiram da produção observada nas parcelas controle, porém, houve diminuição de 39% nas parcelas do tratamento P e aumento de 42% nas parcelas do tratamento NP em relação ao observado nas parcelas controle. Neste período, a produção de serapilheira miscelânea quadruplicou nas parcelas do tratamento NP. No segundo ano pós-fogo, ainda houve maior produção de miscelânea nas parcelas do tratamento NP mas também no tratamento P em relação ao observado nas parcelas controle. Durante todo o período analisado (pré e pós-fogo), a produção de serapilheira foliar foi 26% menor no tratamento P e a produção de serapilheira miscelânea foi três vezes maior nas parcelas do tratamento NP, o que gerou um aumento de 46% na produção de serapilheira total nas parcelas deste tratamento em relação à produção das parcelas controle. A recuperação média da produção de serapilheira foliar no período pós-fogo em relação à produção do período pré-fogo foi maior nas parcelas com adição de N e NP, com maior recuperação média da produção de serapilheira total nas parcelas dos tratamentos N, P e NP em relação à recuperação média observada nas parcelas controle. A concentração e o fluxo de S (presente na fórmula dos fertilizantes utilizados) aumentaram na serapilheira de todos os tratamentos fertilizados. Houve aumento da concentração de Ca e P na serapilheira das parcelas dos tratamentos P e NP, com um aumento no fluxo de Ca e redução do fluxo de Mg nas parcelas do tratamento NP. As concentrações de K diminuíram na serapilheira das parcelas dos tratamentos Ca e NP. A concentração de Mg na serapilheira também diminuiu nas parcelas do tratamento NP em relação ao observado no controle. Com exceção do tratamento NP, o fluxo dos nutrientes foi maior no segundo período pós-fogo em todos os tratamentos. De modo geral, o aumento na concentração de um nutriente na serapilheira diminuiu a EUN para este nutriente, enquanto que o decréscimo na concentração de um nutriente aumentou eficiência do seu uso. As taxas de decomposição da serapilheira aumentaram nas parcelas dos tratamentos P e NP, onde observou-se maiores concentrações iniciais de N, P e S. Ao longo do processo de decomposição, houve imobilização de N, P e Ca na serapilheira. Com exceção dos nutrientes S (em todos tratamentos fertilizados) e N (no tratamento N), a adição de N, P e NP ocasionou maior retenção dos nutrientes na serapilheira em relação ao observado nas parcelas controle. A adição de N aumentou a perda de massa de N, enquanto que a adição combinada com P

imobilizou este elemento na serapilheira. A imobilização dos nutrientes na serapilheira das parcelas fertilizadas pode ser devido a limitação nutricional de uma comunidade de decompositores que possivelmente aumentou sua atividade após as fertilizações, retendo os nutrientes mediante a um possível aumento na velocidade da ciclagem biogeoquímica.



## Chapter II. Litter production, quality and decomposition in a Neotropical savanna under nutrient additions.

### Abstract

The litter production, quality, and decomposition were evaluated in a fertilized Neotropical Savanna. Between 1998 and 2006, 4 t. ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup> of Ca and 100 kg. ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup> of N, P and N + P were added in twenty 225m<sup>2</sup> plots, arranged in a completely randomized design. The study area has accidentally burned in September 2005. The litter production was determined between January and August 2005 (pre-fire) and between June 2006 and May 2008 (post-fire). The N, P, K, Ca, Mg and S concentration in litter, fluxes and nutrient use efficiency (NUE) were determined between June and September 2006 (first post-fire period) and between June and September 2007 (second post-fire period). Control, N, P and NP leaf litter was subjected to incubation *in situ* for 473 days using 2mm mesh litter bags to determine the decomposition rate. Nutrient concentrations and nutrient mass loss were measured during the incubation process. There was a positive effect of N + P in the increase production of total litter (leaves and miscellaneous). In the first post-fire year, the N and Ca plots leaf litter production did not differ relative to the control plots, however, there was a 39% decrease in P plots and 42% increase in NP plots relative to the control plots. During this term, the miscellaneous litter production increase four fold in NP plots. In second post-fire year, although there was increased of miscellaneous production in NP plots, the P plots increased the miscellaneous production relative to the control plots. Throughout the study period (pre and post-fire), the leaf litter production was 26% lower in the P plots and the miscellaneous litter production was three times higher in the NP plots, which has 46% increase in total litter production relative to control plots production. The leaf litter mean recovery production in post-fire relative to pre-fire production was higher in N and NP plots, with higher total litter mean recovery production in the N, P and NP plots relative to the mean recovery production observed in control plots. The S litter concentration and flow (present in used fertilizers) increased in all fertilized treatments. Increased Ca and P litter concentrations in P and NP plots, with an increase in Ca fluxes and reduce Mg fluxes in NP plots. K litter concentrations decreased in Ca and NP plots. Mg litter concentration also decreased in the NP plots. With the exception of NP treatment, nutrients fluxes were higher in the second post-fire period in all treatments. In general, the increase in litter nutrient concentration decreased NUE for this nutrient, while the decrease in a nutrient concentration increased their nutrient use efficiency. The leaf litter decomposition rates increased in P and NP plots, where there was greater N, P and S initial concentrations. Throughout the decomposition process, there was N, P and Ca immobilization in leaf litter. With the exception of S (in all fertilized treatments) and N (in N treatment), the N, P and NP addition resulted in better nutrient retention in litter relative to observed in control plots. The N addition increased the N mass loss; while P combined addition immobilize this element in litter. The nutrient immobilization in fertilized plots litter may be due to nutrient limitation of decomposers community that possibly increased its activity after fertilizations, retaining the nutrients through a possible increase in biogeochemical cycling.

## 1. Introdução

O funcionamento de um ecossistema se define basicamente mediante aos processos de produção, acúmulo e decomposição da matéria orgânica. Estes processos são regulados pela magnitude dos fluxos de energia e pela quantidade de matéria que circula dentro do sistema. Estas magnitudes derivam-se de uma infinidade de interações bióticas que se iniciam com a produção de matéria orgânica e incorporação de nutrientes por organismos fotossintetizantes e terminam com a decomposição dos resíduos orgânicos até os componentes básicos, CO<sub>2</sub>, água e nutrientes minerais. (Medina, 1996).

A ciclagem de nutrientes constitui uma das funções mais importantes na organização e manutenção de um ecossistema. Segundo Attiwill e Adams (1993), um modelo geral de ciclagem de nutrientes inclui:

- a) As entradas (deposição atmosférica, fixação biológica, intemperismo de rochas) e saídas (escorrimento superficial, escoamento por água de rios, lixiviação e perdas em formas gasosas) de nutrientes do sistema
- b) As transferências de nutrientes entre planta e solo (ciclo biogeoquímico), incluindo a absorção pelas plantas e posterior retorno ao solo via serapilheira, lixiviação, decomposição de raízes e indivíduos mortos.
- c) Redistribuição interna dos nutrientes através do floema

Em ecossistemas terrestres, a biomassa vegetal que está depositada acima do solo ou abaixo dele, constituem o maior recurso de energia e matéria para a comunidade de organismos decompositores. O processo de ciclagem de carbono e nutrientes advindo da relação entre solo e planta exerce um controle majoritário e fundamental nos ciclos biogeoquímicos de carbono e nutrientes. Tal processo influencia a disponibilidade destes nutrientes para os produtores primários e, conseqüentemente, o crescimento e a estrutura de comunidades vegetais (Hättenschwiler et al, 2005).

A produção e decomposição de serapilheira (biomassa orgânica constituída de folhas, cascas, ramos, troncos, gravetos, flores, inflorescências, frutos, sementes e fragmentos vegetais não identificáveis) estão diretamente associadas com o fluxo de nutrientes que retorna ao solo. O retorno dos nutrientes originados da decomposição da serapilheira vegetal em formas minerais disponíveis no solo é considerado mecanismo de extrema importância, uma vez que, em ecossistemas onde a entrada anual de nutrientes é baixa, este retorno constitui-se em um processo chave para a manutenção de nutrientes em ambientes tropicais. Neste sentido, a produção e a decomposição de serapilheira são as principais entradas de nutrientes no sistema. A manutenção da produtividade de um ecossistema depende, essencialmente, da capacidade que o ecossistema tem de circular e acumular nutrientes entre os compartimentos (Ewel, 1976).

Segundo Moreira-Burger e Delitti (1999) a biomassa vegetal presente em um dado momento é a resultante de todas características genéticas das espécies, de todos os fatores bióticos e abióticos e da história de cada ecossistema. A deposição, o acúmulo e a decomposição de serapilheira são influenciados por diversas variáveis. Entre elas, pode-se destacar: temperatura, precipitação, produtividade primária, diversidade da biota (macro, meso e micro), diversidade do material vegetal, qualidade química da serapilheira (conteúdo de ligninas e polifenóis, relação C/N, C/P, lignina/N, polifenóis/N e lignina + polifenóis/N), concentração de nutrientes, concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico e deposição de N (Cotrufo, 1999; Hoorens, 2002; Hättenschwiler et al, 2005).

Uma recente meta análise (Zhang et al, 2008) demonstrou que a decomposição da serapilheira tende a diminuir com a latitude e o conteúdo de lignina, e aumenta com o aumento da temperatura, precipitação e concentração de nutrientes. A relação C:N e a quantidade de nutrientes na serapilheira foram responsáveis por mais de 70% na variação das taxas de decomposição. A combinação entre latitude, temperatura média anual, relação C:N e concentrações de nutrientes na serapilheira, representaram 87,5% da variação observada nas taxas de decomposição, indicando que a qualidade química da serapilheira é o mais importante regulador direto da decomposição em escala global.

As mudanças climáticas têm aumentado a produtividade primária líquida, com maior intensidade em ecossistemas tropicais (Ramakrishna et al, 2003). Mudanças dos ciclos biogeoquímicos globais devido a crescente antropização de ambientes tem afetado processos, interações bióticas e padrões de disponibilidade de recursos em diversos ecossistemas, com reflexo na composição química dos tecidos dos organismos fotossintetizantes (Vitousek, 1997, Bobbink et al, 2009). Particularmente, em sistemas tropicais, as ações antrópicas como a alteração no uso da terra devido à intensificação agrícola e as altas taxas de urbanização, têm alterado os ciclos de nitrogênio (Filoso et al, 2006). No caso do Cerrado, segundo maior bioma brasileiro, um dos maiores hotspots de diversidade do mundo, esta conversão no uso da terra foi drástica e intensa nos últimos 30 anos. Mais da metade da cobertura vegetal foi convertida em pastagens e grandes culturas, especialmente soja, com intensa adição de fertilizantes químicos para acrescentar o máximo de produtividade (Klink e Machado, 2005).

No Cerrado, a sazonalidade hídrica pronunciada associada a solos altamente intemperizados e com baixa disponibilidade de nutrientes, especialmente N e P, provavelmente vem agindo como uma força de seleção para espécies com alta capacidade de retenção de nutrientes nos tecidos. Mecanismos de conservação de nutrientes, como folhas escleromórficas, altas taxas de retranslocação de nutrientes e baixas taxas de decomposição da serapilheira são comuns em comunidades de plantas do Cerrado (Nardoto et al, 2006). O mecanismo de ciclagem de nutrientes, especialmente N, tem se mostrado conservativo neste ecossistema. A alteração dos padrões sazonais de distribuição da pluviosidade e pulsos de nutrientes causados pela disponibilidade de água no solo

pode desregular a oferta e demanda de nutrientes, resultando em maiores perdas (Bustamante et al, 2006).

No sentido de melhor compreender os efeitos do aumento na disponibilidade de nutrientes nos processos ecológicos de ecossistemas, vários trabalhos de adição de nutrientes tem sido realizados ao redor do mundo (O' Connel, 1994; Vitousek, 2004; Fynn e O'Connor, 2005; Elser et al, 2007; Manning et al, 2008). Entretanto, os efeitos do enriquecimento nutricional do solo em processos ecológicos de ecossistemas savânicos neotropicais ainda são desconhecidos, sendo escassos os trabalhos sobre adição de nutrientes nos Cerrados do Brasil Central. (Villela e Haridasan, 1994; Kozovits et al, 2007).

Kozovits et al. (2007) investigaram a produção e a decomposição de serapilheira em uma área de cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Os autores constataram que a produção anual de serapilheira não diferiu entre tratamentos, entretanto, a produção mensal de serapilheira foi maior nos meses de julho e setembro nos tratamentos fertilizados em relação ao controle. O tratamento com adição simultânea de NP apresentou maior concentração de N na serapilheira, o que resultou em aceleração da decomposição em relação ao tratamento sem adição de nutrientes. Os autores sugeriram um possível mecanismo de co-limitação dos nutrientes N e P em ambientes savânicos do Brasil Central.

É pertinente que experimentos de adubação sejam monitorados em diferentes escalas temporais, pois os processos de resposta das comunidades vegetais são diferenciados ao longo do tempo (Fynn e O' Connor, 2005). O trabalho de Kozovits et al (2007) foi realizado durante os dois primeiros anos após o início da adubação, com resultados baseados em respostas de curto prazo. Neste contexto, o objetivo do presente trabalho é analisar a resposta da comunidade a adição de nutrientes, na produção, concentração, fluxo de nutrientes e decomposição da serapilheira dez anos após o começo do experimento relatado por Kozovits et al (2007). A eficiência no uso de nutrientes (EUN, sentido Vitousek, (1982)), parâmetro que relaciona produção de biomassa por unidade de nutriente adquirido ou perdido, também foi analisada entre os tratamentos. A EUN pode ser utilizada como um índice de disponibilidade de nutrientes (Vitousek, 1982) e é comumente definida como o inverso da concentração de nutrientes na serapilheira, sendo que altos valores de EUN são considerados vantajosos em condições de baixa disponibilidade de nutrientes (Aerts e Chapin, 2000). O presente trabalho testou as seguintes hipóteses:

- a) A adição de nutrientes eleva a produção de serapilheira, a concentração e o fluxo de nutrientes via serapilheira, o que gera menor eficiência no uso de nutrientes e conseqüente aceleração da decomposição em relação ao tratamento controle.
- b) Os tratamentos com adição de nutrientes apresentam maior resiliência pós-fogo, com maior rapidez na recuperação da produção primária em relação ao tratamento controle.
- c) As respostas à adição de nutrientes são mais expressivas quando os nutrientes N e P forem adicionado simultaneamente.

## **2. Material e Método**

### **2.1. Produção de serapilheira**

A produção de serapilheira foi quantificada em nível de comunidade, quinzenalmente, entre janeiro de 2005 e agosto de 2005 e entre junho de 2006 e maio de 2008. Durante os meses de setembro de 2005 a maio de 2006 não foi possível à realização de coletas devido a uma queimada acidental ocorrida em setembro de 2005.

Foram utilizadas cinco bandejas coletoras de serapilheira (0,5m x 0,5 m de dimensão) em cada uma das 20 parcelas do experimento, sendo 20 por tratamento, totalizando 100 bandejas. Cada bandeja foi confeccionada em estrutura metálica revestida com tela de malha de nylon (abertura de 2mm) fixadas a 15 cm em relação à superfície do solo.

O material foi coletado no período da manhã, acondicionado em embalagem semipermeável e seco a 60°C por 72h em estufa com circulação de ar. O material foi separado em folha, miscelânea (estruturas reprodutivas, fragmentos de ritidoma, galhos) e gramínea e então foi pesado em balança de precisão (OHAUS Precision Standard; 0.001g). Considerou-se como fração gramínea às estruturas reprodutivas e folhas senescentes oriundas da camada herbácea que se depositaram nas armadilhas. O material vegetal de gramíneas que penetrou pela parte inferior das armadilhas foi descartado

### **2.2. Composição química da serapilheira, fluxo e eficiência no uso de nutrientes (EUN)**

A concentração, fluxo e EUN foram determinadas para cada tratamento entre os meses de junho e setembro de 2006 e 2007. Este período foi escolhido pelo fato de representar o final da estação seca, época em que se observou o maior pico de queda de serapilheira fração folhas após a queimada, em todos os tratamentos.

A extração dos nutrientes dos tecidos da serapilheira foliar foi realizada utilizando o método da digestão úmida em mistura de ácido nítrico, perclórico e sulfúrico na proporção de 10:2:1. Os nutrientes Ca, Mg e Fe foram determinados via espectrofotometria de absorção atômica e o nutriente K foi determinado por emissão de chama. O S foi analisado por turbidimetria e o P foi determinado por análises colorimétricas com molibdato de amônio e ácido ascórbico. O Nitrogênio foi determinado via destilação, utilizando o método de Mikrokjeldahl. Todas as análises foram realizadas conforme padrão descrito por Embrapa (1999).

Os fluxos de nutrientes via serapilheira fração folhas foram calculados através da multiplicação da concentração de nutrientes foliares pela produção mensal de serapilheira foliar, segundo método descrito por Cuevas e Medina (1986). A eficiência no uso de nutrientes (EUN) também foi calculada para cada tratamento de acordo com método descrito Vitousek (1982). A EUN

é a razão entre a matéria seca e o conteúdo de nutrientes na serapilheira, assumindo-se que as parcelas do experimento estão em “steady-state”, onde a produtividade primária líquida aérea é igual a da serapilheira, e que a perda de nutrientes da serapilheira foi igual ao total de nutrientes assimilado pelas plantas.

### 2.3. Decomposição da serapilheira

A serapilheira presente na superfície do solo das parcelas dos tratamentos controle, N, P e NP (o tratamento Ca não foi utilizado no experimento de decomposição) foi coletada no final da estação seca (setembro de 2006), acondicionada em embalagem semi-permeável e seca em estufa com circulação de ar à 60°C por 72 horas. Aproximadamente dez gramas (10,115g; dp= 0,209) de serapilheira foliar mista foi pesada em balança de precisão (0.001g) e acondicionada em sacolas de decomposição de 20 cm x 20 cm de dimensão, confeccionadas em tela de nylon com abertura de 2mm. Em 16/10/2006, as sacolas foram colocadas aleatoriamente sobre a camada de serapilheira de cada parcela, nos quatro tratamentos. Foram instaladas 576 sacolas de decomposição, sendo 36 sacolas por parcela (144 por tratamento). Em intervalos de cerca de 60 dias, foram recolhidas aleatoriamente quatro sacolas por parcela (16 por tratamento). A massa inicial de cada sacola de decomposição corresponde ao tempo zero (T0 – 16/10/2006) da análise. As datas de coleta foram 16/12/2006 (T1 – 61 dias), 13/02/2007 (T2-125 dias), 18/04/2007 (T3-189 dias), 16/06/2007 (T4-248 dias), 16/08/2007 (T5-309 dias), 15/10/2007 (T6-369 dias) e 07/01/2008 (T7-453 dias).

O material contido nas sacolas foi seco em estufa com circulação de ar a 60°C até peso constante e pesado na mesma balança utilizada na quantificação da massa inicial. Após isso, o material foi moído em moinho tipo Willey com abertura de peneira de 40 mesh e armazenado em embalagem impermeável. O modelo escolhido foi o Modelo exponencial negativo simples (Olson, 1963), que utiliza a constante de decomposição  $k$ .

A constante de decomposição  $k$  é calculada a partir dos valores de porcentagem de biomassa remanescente nas sacolas em decomposição e corresponde à taxa de perda de um compartimento expressa por um parâmetro ( $k$ ), ou seja, expressa a fração de perda de uma quantidade armazenada, por unidade de tempo, sendo que quanto menor o valor de  $k$ , mais lenta é a taxa de decomposição. Quando se pretende obter a perda de massa inicial, o modelo exponencial negativo simples é o mais recomendado, pois assume que o tempo requerido para alcançar o meio da curva é igual ao tempo de decomposição da metade da serapilheira acumulada (Olson, 1963). O modelo utiliza a equação exponencial  $X_t / X_o = e^{-kt}$ , onde:

$X_t / X_o$  = % de massa seca do material orgânico remanescente no tempo T

$X_o$  = massa seca no início do período de incubação

$X_t$  = massa seca no final do período de incubação

T = tempo de incubação do material orgânico (expresso em anos)

e = Base dos logaritmos naturais

k = Constante de decomposição na condição de equilíbrio dinâmico

Isolando a constante k temos:

$$X_t / X_0 = e^{-kt}$$

$$\ln (X_t / X_0) = -kt$$

$$\ln X_t - \ln X_0 = -kt$$

$$k = (\ln X_t - \ln X_0) / t$$

Foi calculado também o tempo de meia vida da serapilheira (tempo necessário para o desaparecimento de metade da serapilheira acumulada), através da equação  $\ln 2 / k$ , e o tempo de residência da serapilheira, dado pela fórmula  $1 / k$ .

## 2.4. Composição química da serapilheira em decomposição

As amostras correspondentes ao T0 (massa inicial - outubro 2006), T1 (dezembro 2006), T4 (junho 2007) e T7 (massa final - janeiro 2008) foram submetidas a análises químicas para determinação dos nutrientes N, P, K, Ca, Mg, S e Fe. Os métodos utilizados para a determinação de nutrientes ao longo do processo de decomposição da serapilheira foram idênticos aos utilizados para a determinação de nutrientes contidos na serapilheira, descritos no item 2.1.2 deste capítulo. As concentrações dos nutrientes na serapilheira em decomposição foram utilizadas para calcular a disponibilização ou a imobilização de nutrientes via serapilheira em decomposição. Foram escolhidas as amostras relativas à antes do período de incubação, ao período inicial, a metade do período e ao final do período de incubação das sacolas de decomposição.

## 2.5. Análise estatística dos dados

### 2.5.1. Produção, composição química da serapilheira, fluxo e eficiência no uso de nutrientes

Os dados de produção de serapilheira, concentração química, fluxo de nutrientes via serapilheira e eficiência no uso de nutrientes primeiramente foram testados para normalidade utilizando o teste de Kolmogorov-Smirnov. No caso de uma distribuição não paramétrica, os dados foram transformados em logaritmo. Para verificar se existem diferenças na produção de serapilheira entre anos, entre tratamentos e entre meses do ano, utilizou-se ANOVA de medidas repetidas utilizando o procedimento de análise com modelos lineares mistos, onde os fatores são assumidos como tendo uma relação linear com a variável dependente. Para isso, cada efeito considerado como fixo é assumido no modelo. Isto possibilita a comparação do efeito dos tratamentos na produção de

serapilheira por ano, individualmente, e por uma série temporal. As análises foram realizadas enfocando a comparação dos efeitos dos tratamentos de fertilização na produção de serapilheira total (folhas + miscelânea + gramínea), serapilheira fração folhas e fração miscelânea em relação ao tratamento controle. Também foram feitas comparações entre os períodos pré e pós-fogo. Não foram realizadas comparações entre a produção de serapilheira fração gramínea.

ANOVA de medidas repetidas foram também utilizadas para a comparação entre as concentrações, fluxos de nutrientes via serapilheira e eficiência no uso de nutrientes. As comparações entre os tratamentos foram realizadas dentro do ano (junho a setembro) e entre anos (2006 e 2007). Comparações post hoc foram realizadas utilizando o teste de Bonferroni com ajuste para comparações múltiplas, e depois, os tratamentos foram comparados par a par com o tratamento controle, utilizando o teste de Dunnett. As diferenças significativas nas comparações entre produção de serapilheira (*a priori* e *posteriori*) são considerando nível de aceitação ( $p$ ) de 0,05. Para as comparações entre as concentrações, fluxos e eficiência no uso de nutrientes, devido à limitação no número de amostras e a grande variabilidade dos dados, foi considerado nível de aceitação de  $p = 0,1$ . Este procedimento aumenta o poder do teste de hipóteses e reduz a probabilidade da ocorrência de um erro tipo II (Peterman, 1990).

### **2.5.2. Decomposição e composição química da serapilheira em decomposição**

A variável massa remanescente foi testada para normalidade segundo o teste de Kolmogorov-Smirnov. Os valores de massa remanescente foram submetidos a análises de variância e regressões para cada tratamento. Os valores da constante de decomposição  $k$ , % de massa remanescente, tempo de meia vida e o tempo de residência da serapilheira foram comparados entre tratamentos utilizando análises de variância e testes  $t$  de Student. A variação na concentração de nutrientes ao longo do tempo de decomposição foi comparada entre tempos e tratamentos utilizando ANOVA de medidas repetidas, seguidos dos testes de Bonferroni com ajuste para comparações múltiplas e Dunnett para comparação com o tratamento controle. Todas as diferenças significativas (*a priori* e *posteriori*) são considerando nível de aceitação ( $p$ ) de 0,05. As análises foram realizadas utilizando o pacote estatístico SPSS 15.0 para ambiente Windows (SPSS Inc. USA). No caso de transformações nos valores iniciais, todas as representações gráficas (produção, concentração, fluxo e decomposição) foram construídas utilizando os valores médios originais não transformados.

## **3. Resultados**

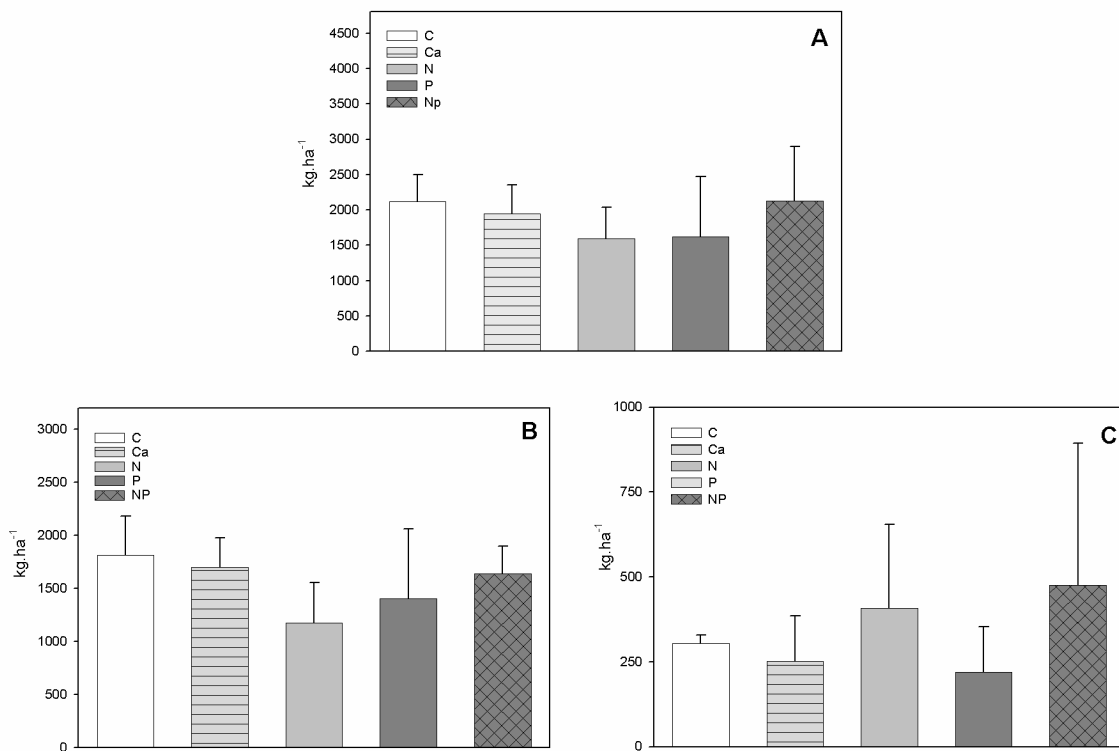
### **3.1. Produção de serapilheira**



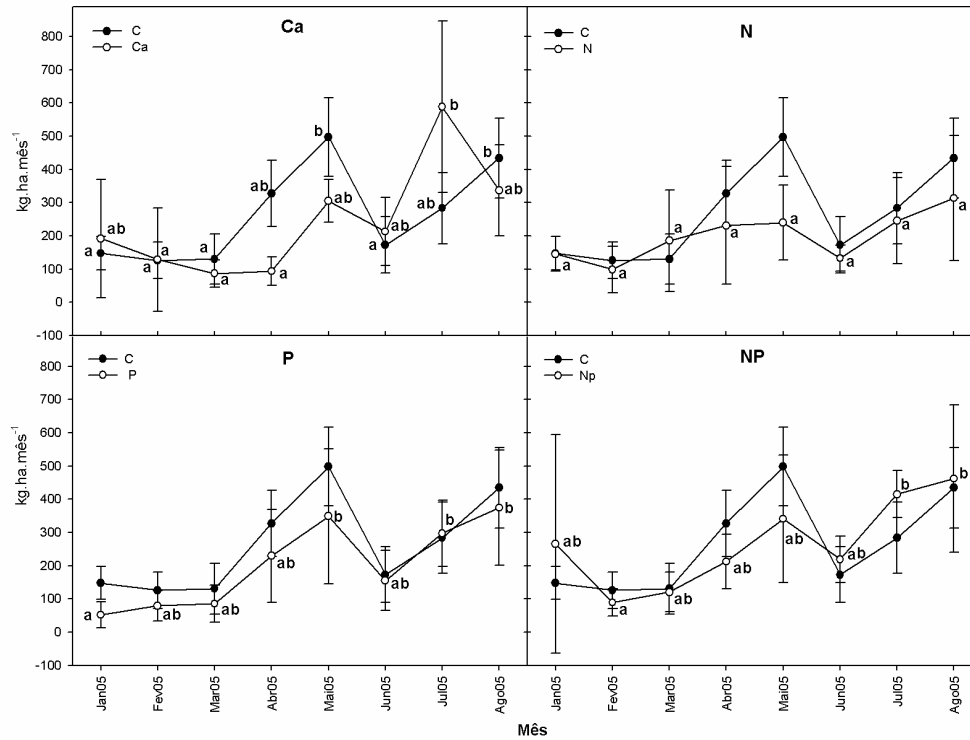
### 3.1.1. Produção de serapilheira no período pré-fogo

Analisando-se somente a produção acumulada de serapilheira total, foliar e miscelânea entre janeiro e agosto de 2005, ou seja, no período pré-fogo, não se observa diferença significativa entre tratamentos (Figuras 1A, 1B e 1C; Tabela 1). Maiores produções significativas de serapilheira total e foliar foram observadas nos meses maio e agosto nas parcelas do tratamento controle, e em maio, julho e agosto nas parcelas do tratamento P. Nas parcelas do tratamento Ca observou-se maior produção de serapilheira total e foliar no mês de julho. As parcelas do tratamento NP apresentaram maior produção de serapilheira total em julho e agosto e maior produção de serapilheira foliar em maio, julho e agosto (Figuras 2 e 3). A produção de serapilheira total e foliar não diferiu entre meses no tratamento N, e no caso da fração miscelânea, os tratamentos de fertilização não apresentaram diferenças entre meses. Somente nas parcelas do tratamento controle observou-se maior produção de miscelânea no mês de janeiro em relação a junho (Figura 4).

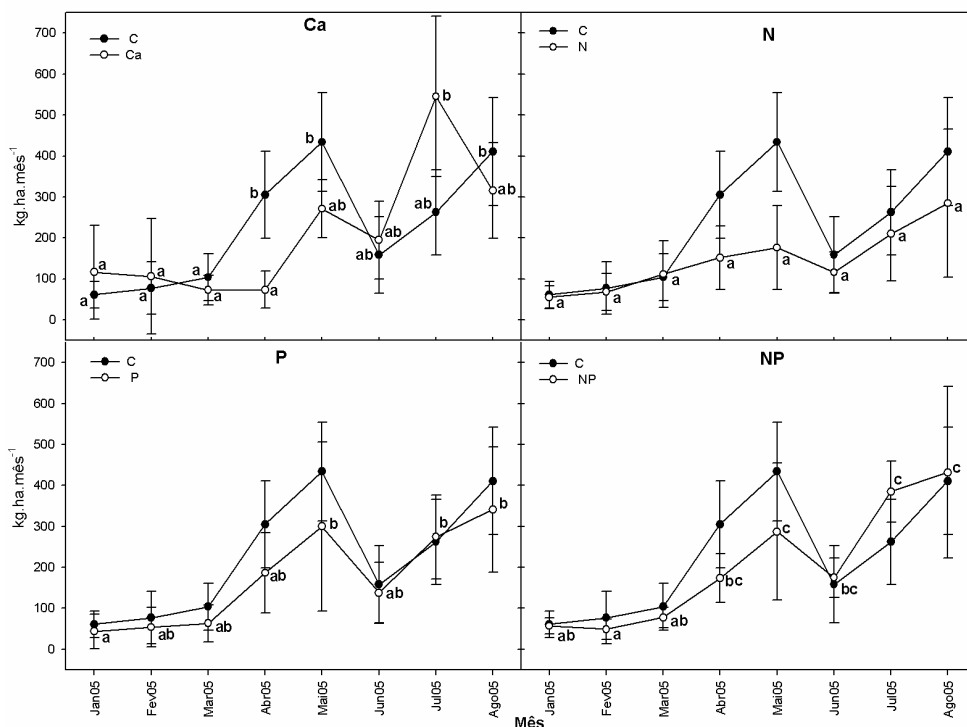
Observa-se grande variação na produção de serapilheira fração miscelânea nas parcelas dos tratamentos N e NP em relação ao controle nos meses janeiro (N, NP), março e abril (N). Neste período ocorreram chuvas intensas (238 mm (Dez./04), 181,5 mm (Jan./05), 292 mm (Fev./05) e 337 mm (Mar./05)) o que gerou amostras com alta variabilidade entre coletores, principalmente devido à presença de galhos de pequeno diâmetro.



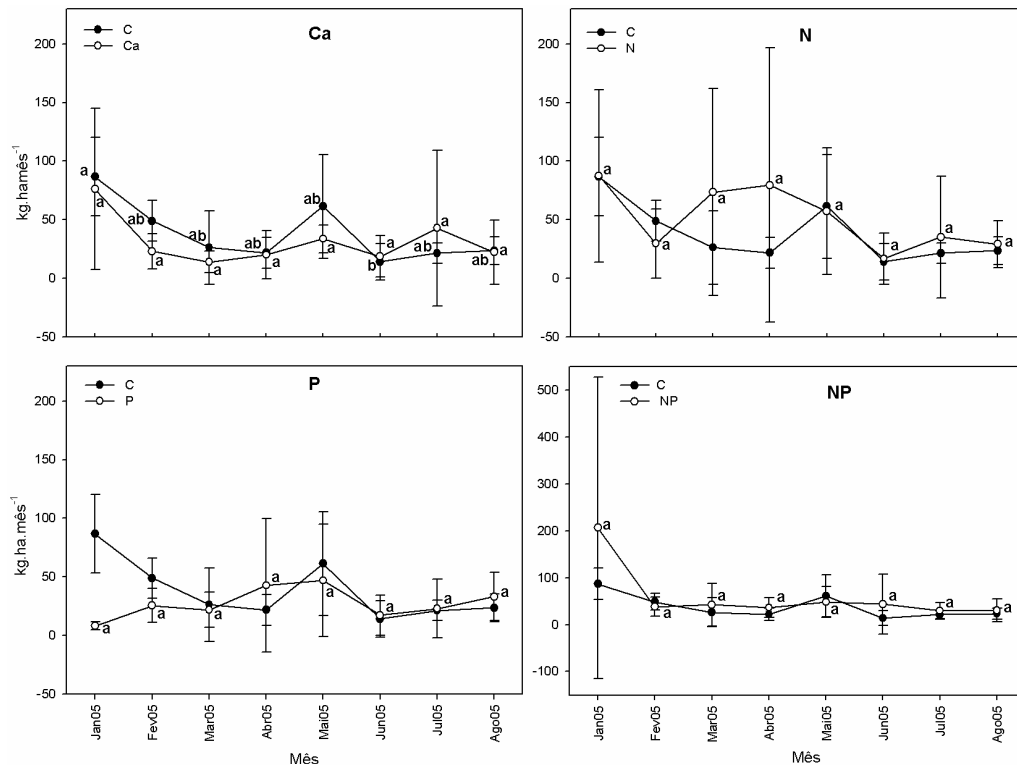
**Figura 1.** Produção de serapilheira total (A), foliar (B) e miscelânea (C) (kg.ha<sup>-1</sup>) no período pré-fogo (janeiro a agosto de 2005) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. C- controle, sem fertilização; Ca – tratamento com adição de Ca; N – tratamento com adição de N; P – tratamento com adição de P; NP – tratamento com adição de N + P. Barras representam os desvios padrão da média.



**Figura 2.** Produção mensal de serapilheira total ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o período pré-fogo (jan./ago. 2005) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ )



**Figura 3.** Produção mensal de serapilheira foliar ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o período pré-fogo (jan./ago. 2005) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ )



**Figura 4.** Produção mensal de serapilheira fração miscelânea ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) durante o período pré-fogo (jan./ago. 2005), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ )

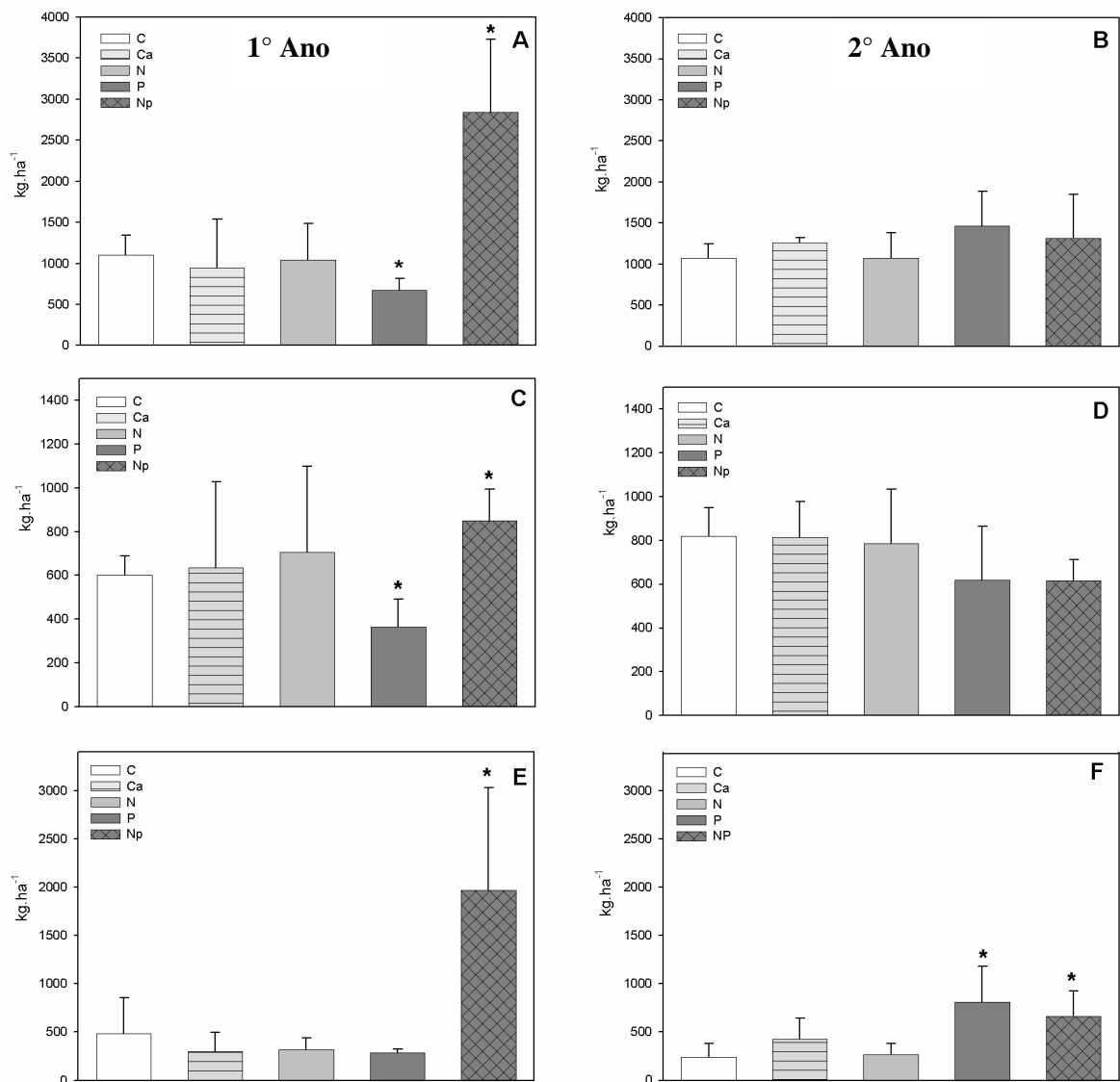
### 3.1.2. Produção de serapilheira no período pós-fogo (2006/7 a 2007/8)

No primeiro ano pós-fogo (junho de 2006 a maio de 2007) as parcelas dos tratamentos NP e P apresentaram, respectivamente, maior e menor produção de serapilheira total e foliar em relação ao tratamento controle (Tabela 1; Figuras 5A e 5C). Já no segundo ano pós-fogo, (junho de 2007 a maio de 2008), não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos para a produção de serapilheira total e foliar (Figuras 5B e 5D). A produção de serapilheira miscelânea foi significativamente superior nas parcelas do tratamento NP no primeiro ano (Figura 5E) e nas parcelas dos tratamentos P e NP no segundo ano pós-fogo (Figura 5F).

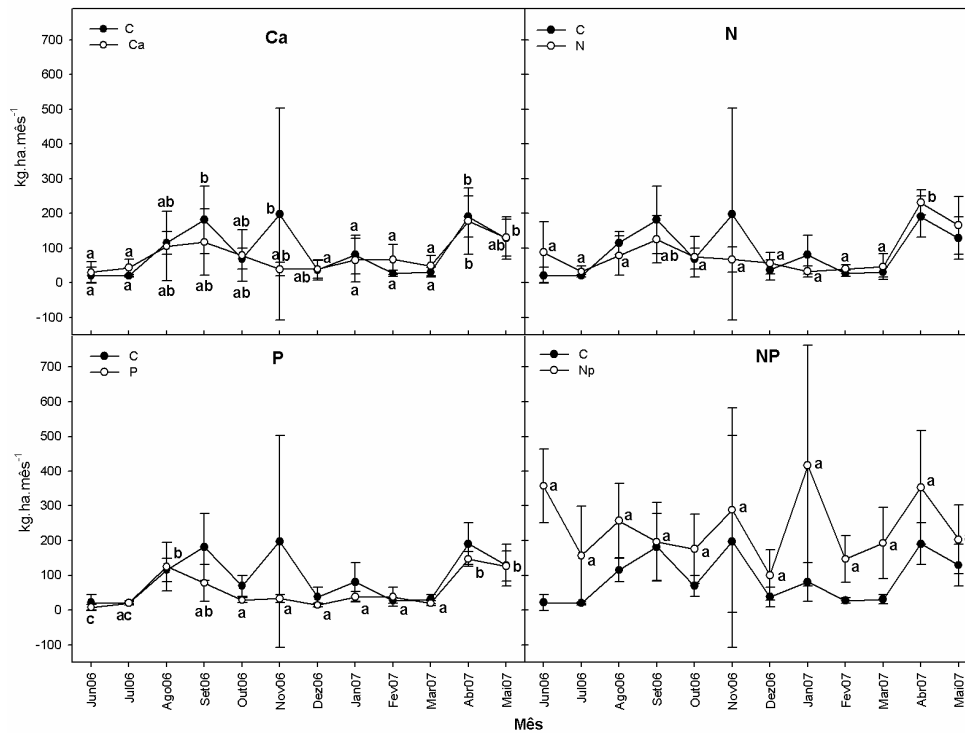
No primeiro ano pós-fogo, a produção de serapilheira nas parcelas do tratamento controle foi maior nos meses de setembro, novembro e abril (serapilheira total) (Figura 6) e em setembro, abril e maio (serapilheira foliar) (Figura 8). Maiores produções mensais de serapilheira total (Figura 6) e foliar (Figura 8) foram observadas em abril e maio nas parcelas dos tratamentos Ca e N, e em agosto, abril e maio nas parcelas do tratamento P (o tratamento NP apresentou diferença na produção de serapilheira total entre meses). A serapilheira miscelânea apresentou maior produção nos meses de abril nas parcelas dos tratamentos controle, Ca, N e P, entretanto, os tratamentos controle e P também produziram mais miscelânea em janeiro (controle) e maio (P). Não foi observada diferença na produção mensal de serapilheira fração miscelânea nas parcelas do tratamento NP (Figura 10).

No segundo ano pós-fogo ocorreu maior produção mensal de serapilheira total em agosto e setembro nas parcelas do tratamento controle, em agosto nas parcelas do tratamento N, e em agosto e novembro nas parcelas do tratamento P (Figura 7). Maiores produções de serapilheira foliar foram observadas nos meses junho e julho nas parcelas dos tratamentos N e NP, em julho, agosto e setembro nas parcelas do tratamento controle, em agosto no tratamento Ca, e em agosto e setembro no tratamento P (Figura 9). A produção mensal de serapilheira fração miscelânea foi superior no mês de novembro nas parcelas dos tratamentos controle, Ca, N e NP, sendo que as parcelas do tratamento NP também apresentaram maiores produções nos meses de janeiro e fevereiro (Figura 11).

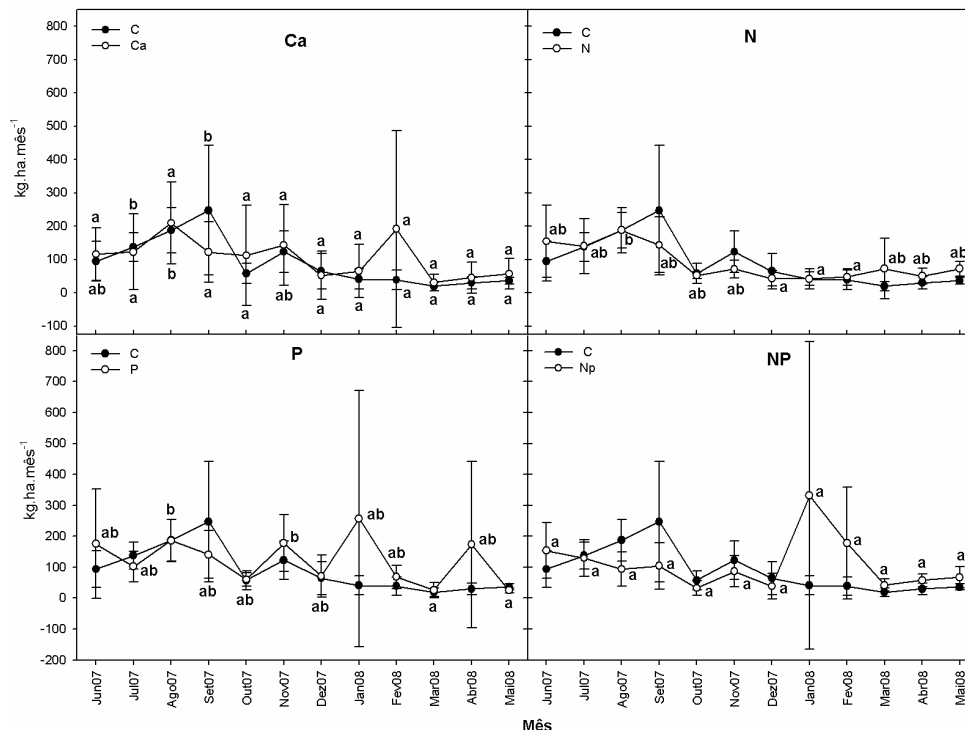
A produção de serapilheira fração miscelânea mostrou alta variabilidade em alguns meses e tratamentos, o que refletiu em grande variabilidade nos valores de produção total. Os tratamentos P e NP, especialmente esse último, apresentaram um nítido incremento na produção de galhos e cascas. Na segunda coleta de novembro de 2006, um coletor instalado em uma parcela do tratamento controle apresentou grande massa de serapilheira miscelânea. Este fato também foi observado em janeiro de 2007 e janeiro / fevereiro de 2008 nos tratamentos Ca, P e NP. Entre os meses de novembro e fevereiro é comum a ocorrência de chuvas com altas intensidades, potencializando a queda de estruturas vegetais como pequenos galhos e fragmentos de ritidoma. No mês de janeiro de 2008 a precipitação média mensal registrada foi de 379,7 mm, o que equivale a maior precipitação mensal do período analisado (Estação climatológica do IBGE).



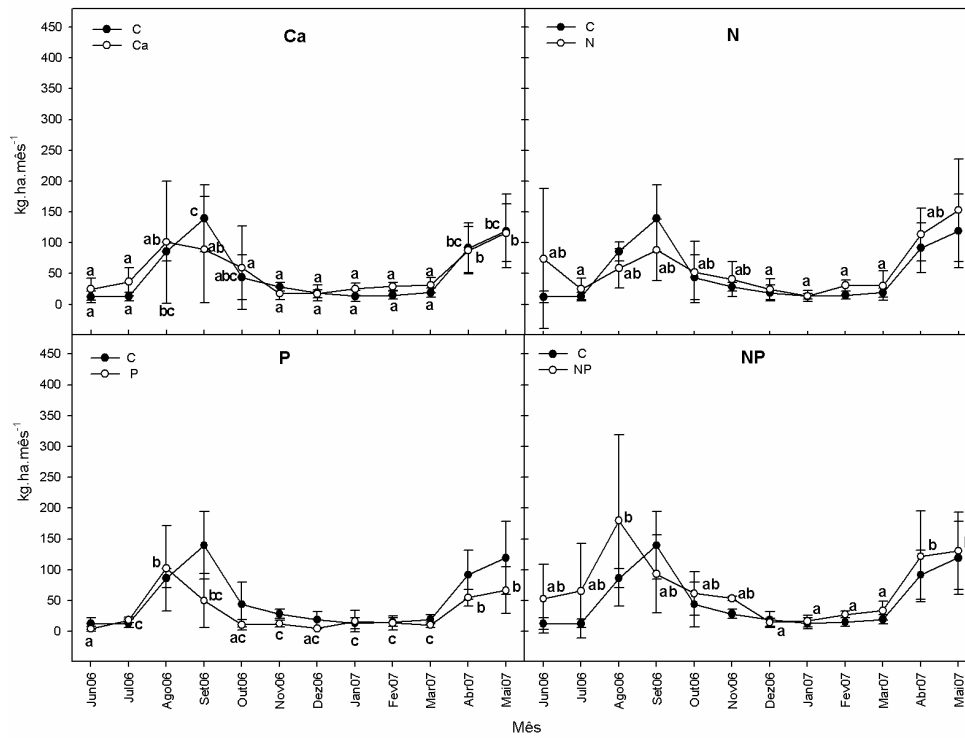
**Figura 5.** Produção de serapilheira total (kg.ha<sup>-1</sup>) no primeiro (junho de 2006 a maio de 2007) (A) e no segundo ano pós-fogo (junho de 2007 a maio de 2008) (B); produção de serapilheira foliar (kg.ha<sup>-1</sup>) no primeiro (C) e no segundo ano pós-fogo (D); produção de serapilheira miscelânea (kg.ha<sup>-1</sup>) no primeiro (E) e no segundo ano pós-fogo (F) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. \* indica diferenças com o tratamento controle (Dunnett; p<0,05)



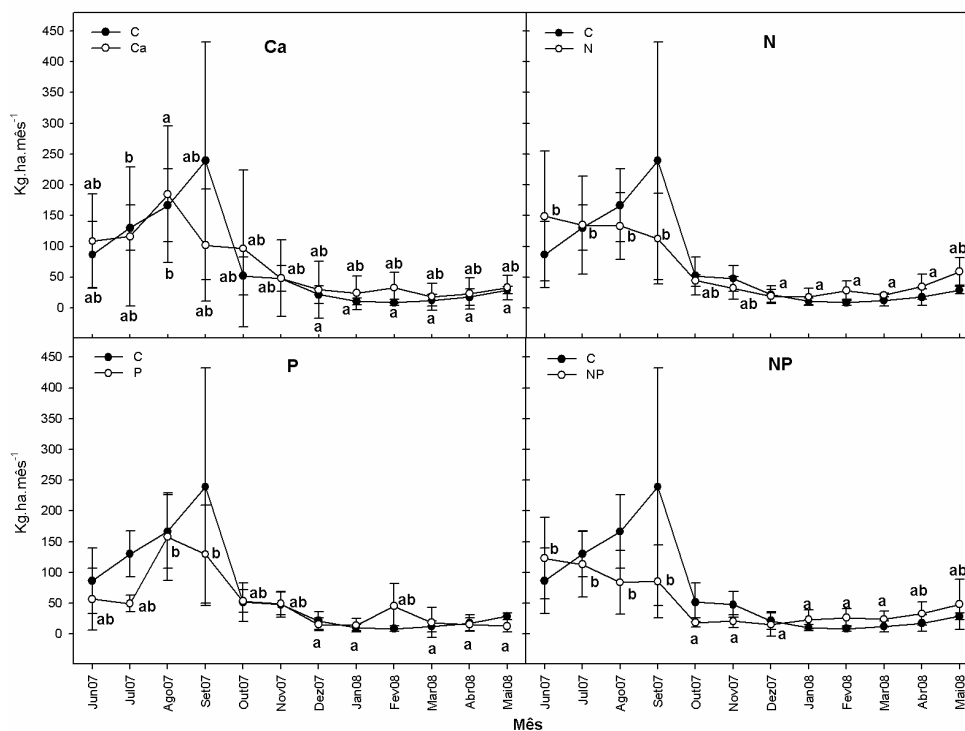
**Figura 6.** Produção mensal de serapilheira total ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o primeiro ano pós-fogo (junho de 2006 a maio de 2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ )



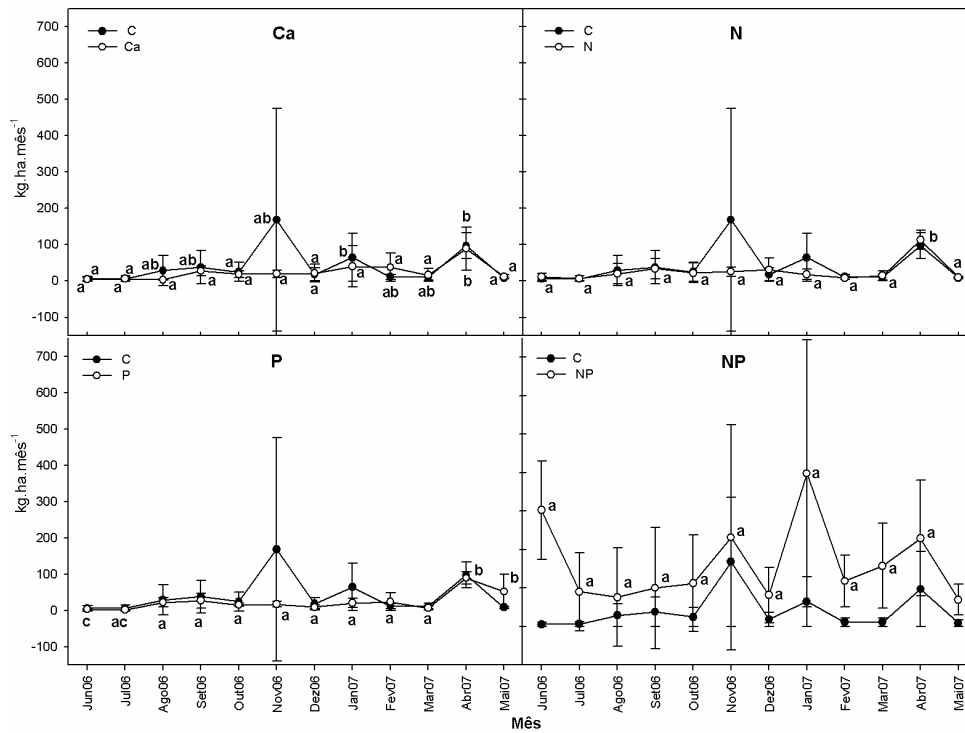
**Figura 7.** Produção mensal de serapilheira total ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o segundo ano pós-fogo (junho de 2007 a maio de 2008), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ )



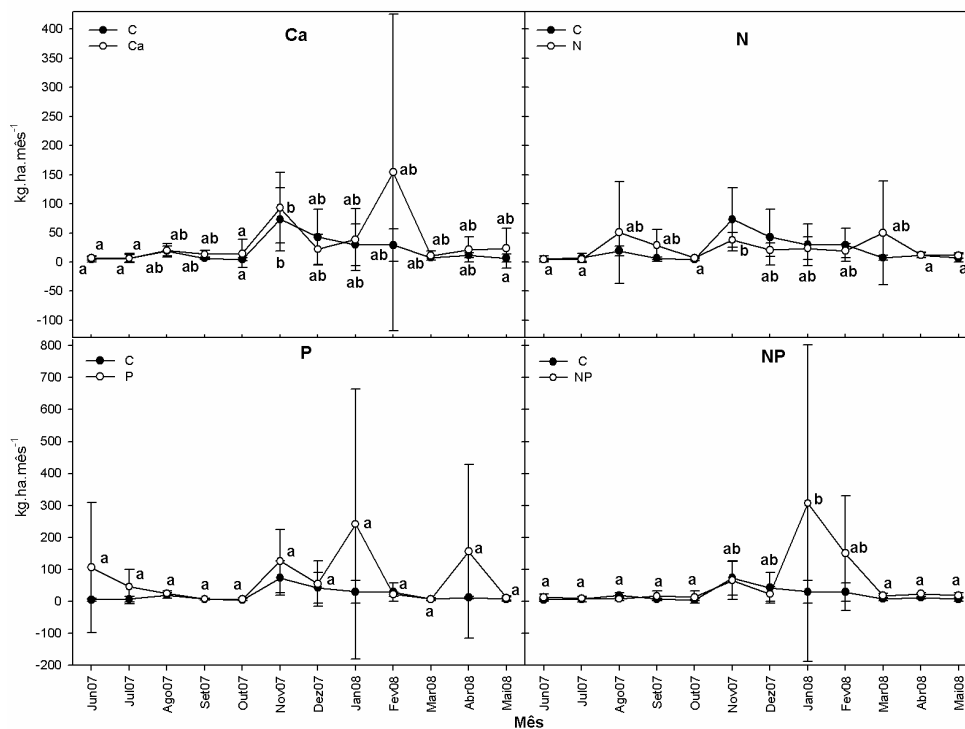
**Figura 8.** Produção mensal de serapilheira fração folhas ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o primeiro ano pós-fogo (junho de 2006 a maio de 2007), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ )



**Figura 9.** Produção mensal de serapilheira fração folhas ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o segundo ano pós-fogo (junho de 2007 a maio de 2008), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).



**Figura 10.** Produção mensal de serapilheira fração miscelânea ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o primeiro ano pós-fogo (junho de 2006 a maio de 2007), em um cerrado sentido restrito, submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ )



**Figura 11.** Produção mensal de serapilheira fração miscelânea ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o segundo ano pós-fogo (junho de 2007 a maio de 2008), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o desvio padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças na produção mensal (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).



**Tabela 1.** Produção de serapilheira fração folhas, miscelânea e gramínea (média  $\pm$  dp; kg.ha.ano<sup>-1</sup>) e as respectivas porcentagens em relação à produção total (entre parênteses) nos anos 2005 (período pré-fogo), 2006/7 e 2007/8 (período pós-fogo) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. \* representa diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnet,  $p > 0,05$ ).

<b>Trat.</b>	<b>Folhas</b>	<b>Miscelânea</b>	<b>Gramínea</b>	<b>Total</b>
<b>C</b>				
2005	1812,24 $\pm$ 368,80 (85,43%)	304,33 $\pm$ 25,01 (14,35%)	4,75 $\pm$ 2,52 (0,22%)	2121,32 $\pm$ 376,30
2006/7	599,93 $\pm$ 89,38 (54,42%)	483,63 $\pm$ 473,14 (43,87%)	18,94 $\pm$ 11,25 (1,72%)	1102,50 $\pm$ 241,97
2007/8	819,94 $\pm$ 128,33 (76,26%)	240,82 $\pm$ 137,65 (22,4%)	14,48 $\pm$ 9,16 (1,35%)	1075,22 $\pm$ 172,63
<b>Ca</b>				
2005	1694,65 $\pm$ 279,92 (87,06%)	250,93 $\pm$ 133,67 (12,89%)	0,84 $\pm$ 0,59 (0,04%)	1946,42 $\pm$ 410,42
2006/7	635,67 $\pm$ 392,53 (67,18%)	299,63 $\pm$ 198,69 (31,67%)	10,92 $\pm$ 4,73 (1,15%)	946,22 $\pm$ 589,69
2007/8	814,24 $\pm$ 164,13 (64,47%)	424,13 $\pm$ 219,59 (33,58%)	24,68 $\pm$ 15,30 (1,95%)	1263,05 $\pm$ 58,89
<b>N</b>				
2005	1172,64 $\pm$ 380,43 (73,07%)	408,45 $\pm$ 246,69 (25,61%)	13,49 $\pm$ 8,99 (0,85%)	1594,58 $\pm$ 442,73
2006/7	704,79 $\pm$ 392,54 (67,59%)	316,57 $\pm$ 124,07 (30,36%)	21,36 $\pm$ 1,29 (2,05%)	1042,72 $\pm$ 440,07
2007/8	784,10 $\pm$ 250,03 (73,07%)	267,44 $\pm$ 115,06 (24,92%)	21,56 $\pm$ 11,26 (2,01%)	1073,11 $\pm$ 305,84
<b>P</b>				
2005	1400,90 $\pm$ 655,02 (86,30%)	218,59 $\pm$ 133,99 (13,47%)	3,79 $\pm$ 1,55 (0,23%)	1623,28 $\pm$ 770,16
2006/7	364,03 $\pm$ 128,36 (53,84%)*	287,41 $\pm$ 38,16 (42,51%)	24,67 $\pm$ 7,93 (3,65%)	676,11 $\pm$ 140,12*
2007/8	617,51 $\pm$ 246,57 (42,21%)	806,62 $\pm$ 376,49 (55,14%)*	38,82 $\pm$ 21,29 (2,65%)	1462,95 $\pm$ 420,22
<b>NP</b>				
2005	1635,65 $\pm$ 261,22 (77,0%)	476,08 $\pm$ 417,02 (22,41%)	12,39 $\pm$ 15,04 (0,58%)	2124,12 $\pm$ 666,52
2006/7	850,55 $\pm$ 142,57 (29,90%)*	1967,04 $\pm$ 1065,91 (69,14%)*	27,26 $\pm$ 9,68 (0,96%)	2844,85 $\pm$ 884,71*
2007/8	614,34 $\pm$ 92,27 (46,74%)	663,07 $\pm$ 262,69 (50,45%)*	37,00 $\pm$ 41,60 (2,81%)	1314,41 $\pm$ 531,14

### **3.1.3. Produção de serapilheira nos 32 meses de análise (entre janeiro e agosto de 2005 e entre junho de 2006 e maio de 2008).**

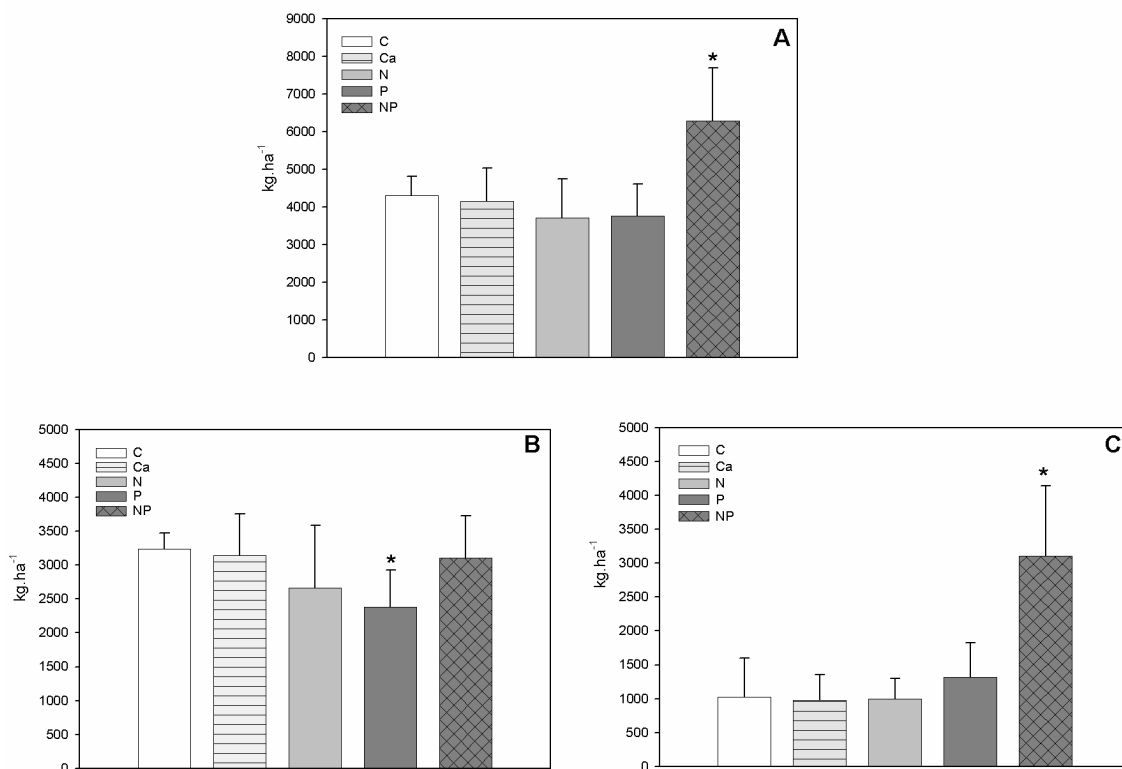
A produção de serapilheira para cada tratamento, e as respectivas diferenças na produção entre os períodos pré e pós-fogo (primeiro e segundo ano) foram apresentados na tabela 2. Analisando todo o período de coleta, observa-se acentuada redução na produção de serapilheira total e foliar no primeiro ano pós-fogo (Figuras 13 e 14). O tratamento NP apresentou redução menos acentuada na produção de serapilheira total neste período (Figura 13), devido principalmente a fração miscelânea, que apresentou visível aumento no primeiro ano pós-fogo (Figura 15). Foram observadas maiores produções durante os meses da estação seca nas parcelas de todos os tratamentos (Figuras 13, 14 e 15). A produção de serapilheira total entre janeiro de 2005 e julho de 2008 diferiu entre tratamentos e anos. As parcelas do tratamento NP apresentaram produção de serapilheira total significativamente superior ao observado nas parcelas do tratamento controle e nas parcelas dos demais tratamentos, que não se diferenciaram. (Tabela 2, Figura 12(A)). Comparando a produção de serapilheira total entre os anos em cada tratamento, a produção observada nas parcelas dos tratamentos controle, N e Ca foi maior no período pré-fogo e não diferiu entre os dois anos pós-fogo. Entretanto, as parcelas do tratamento P produziram mais serapilheira total no período pré-fogo, seguido do segundo e do primeiro ano pós-fogo. Já o tratamento NP produziu mais serapilheira total no primeiro ano pós-fogo, e não apresentou diferença significativa entre o período pré-fogo e o segundo ano pós-fogo (Tabela 2).

Para serapilheira foliar, as parcelas do tratamento P apresentaram menor produção em relação à produção observada nas parcelas dos tratamentos controle, N, Ca e NP, que não se diferenciaram (Tabela 2, Figura 12(B)). Maiores produções de serapilheira foliar foram observadas no período pré-fogo nas parcelas de todos os tratamentos. Não foram observadas diferenças na produção entre os anos no período pós-fogo, com exceção do tratamento P, que apresentou maior produção no segundo ano. Foram observadas reduções de 66,9% (controle), 62,4% (Ca), 39,9% (N), 74,% (P) e 47% (NP) na produção de serapilheira no primeiro ano pós-fogo em relação ao período pré-fogo (Tabelas 1 e 2).

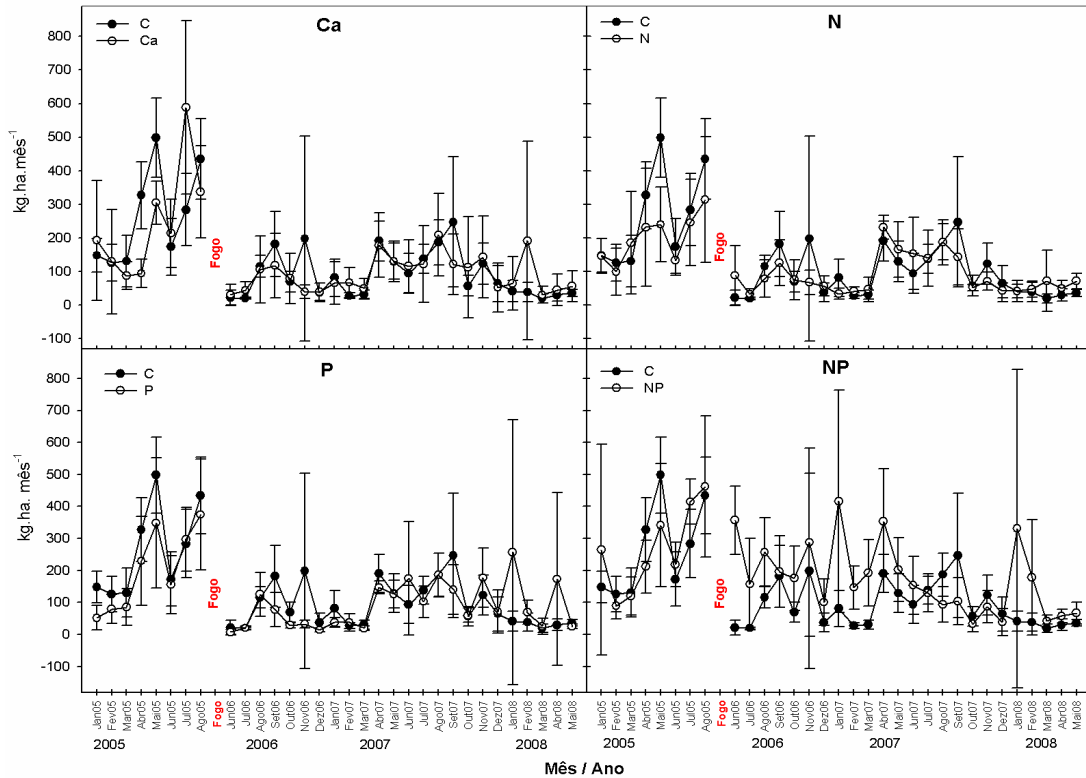
As parcelas do tratamento NP apresentaram maior produção miscelânea que os demais tratamentos, que não diferiram significativamente entre si (Figura 12 (C)). A produção de serapilheira miscelânea não apresentou diferença entre os anos em todos tratamentos, com exceção do tratamento NP, que apresentou maior produção no primeiro ano pós-fogo (Tabela 2).

**Tabela 2.** Produção de serapilheira (média  $\pm$  desvio padrão,  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) em 32 meses (2,67 anos) e comparação entre os anos de produção de serapilheira total, fração folha, miscelânea e gramínea e suas respectivas porcentagens em relação a produção de serapilheira total (entre parênteses), em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.\* representa diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p>0,05$ ).

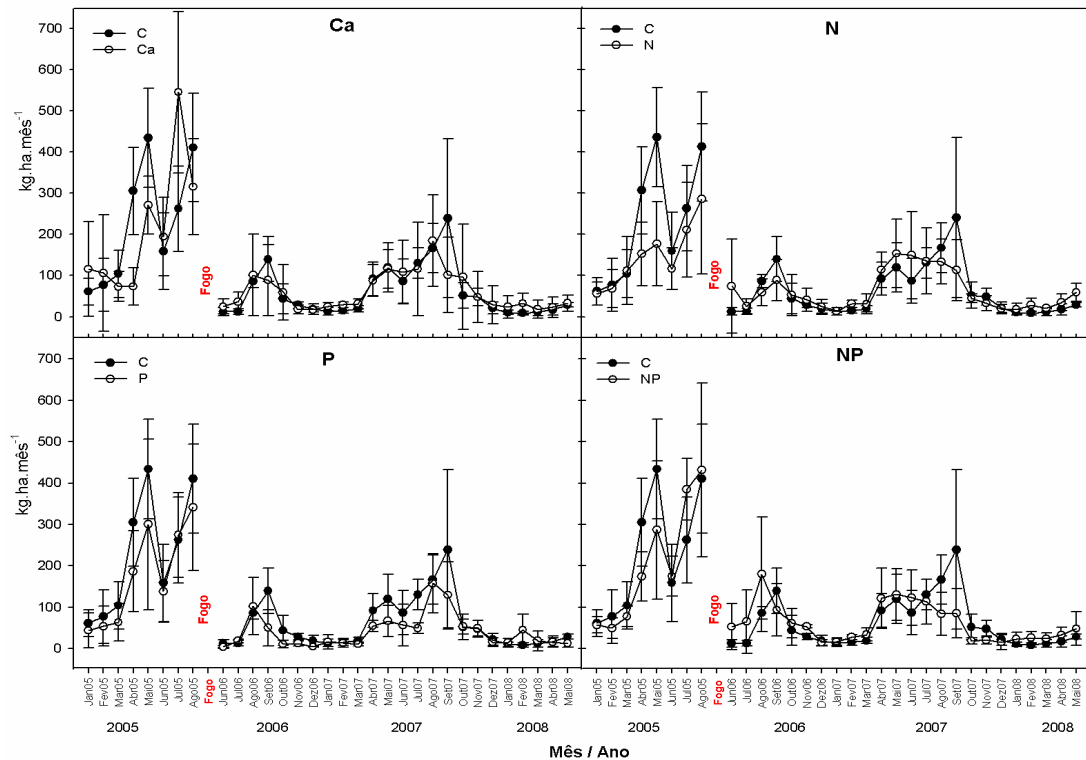
Trat.	Folhas	Miscelânea	Gramíneas	Total
C	3232,7 $\pm$ 236,2 (75,18%) 2005 > 2006/7 = 2007/8	1028,7 $\pm$ 564,8 (23,93%) 2005 = 2006/7 = 2007/8	38,1 $\pm$ 21,4 (0,89%)	4299,0 $\pm$ 518,4 2005 > 2006/7 = 2007/8
Ca	3144,5 $\pm$ 606,0 (75,67%) 2005 > 2006/7 = 2007/8	974,6 $\pm$ 379,8 (23,45%) 2005 = 2006/7 = 2007/8	36,4 $\pm$ 11,9 (0,88%)	4155,7 $\pm$ 871,5 2005 > 2006/7 = 2007/8
N	2661,5 $\pm$ 926,8 (71,73%) 2005 > 2006/7 = 2007/8	992,4 $\pm$ 302,2 (26,75%) 2005 = 2006/7 = 2007/8	56,4 $\pm$ 18,6 (1,52%)	3710,4 $\pm$ 1029,4 2005 > 2006/7 = 2007/8
P	2382,4 $\pm$ 544,9 (63,32%)* 2005 > 2006/7 < 2007/8	1312,6 $\pm$ 515,5 (34,89%) 2005 = 2006/7 = 2007/8	67,2 $\pm$ 19,7 (1,79%)	3762,3 $\pm$ 851,5 2005 > 2006/7 < 2007/8
NP	3100,5 $\pm$ 622,6 (49,35%) 2005 > 2006/7 = 2007/8	3106,1 $\pm$ 1031,9 (49,44%)* 2005 < 2006/7 > 2007/8	76,6 $\pm$ 40,8 (1,22%)	6283,3 $\pm$ 1408,4* 2005 = 2006/7 > 2007/8



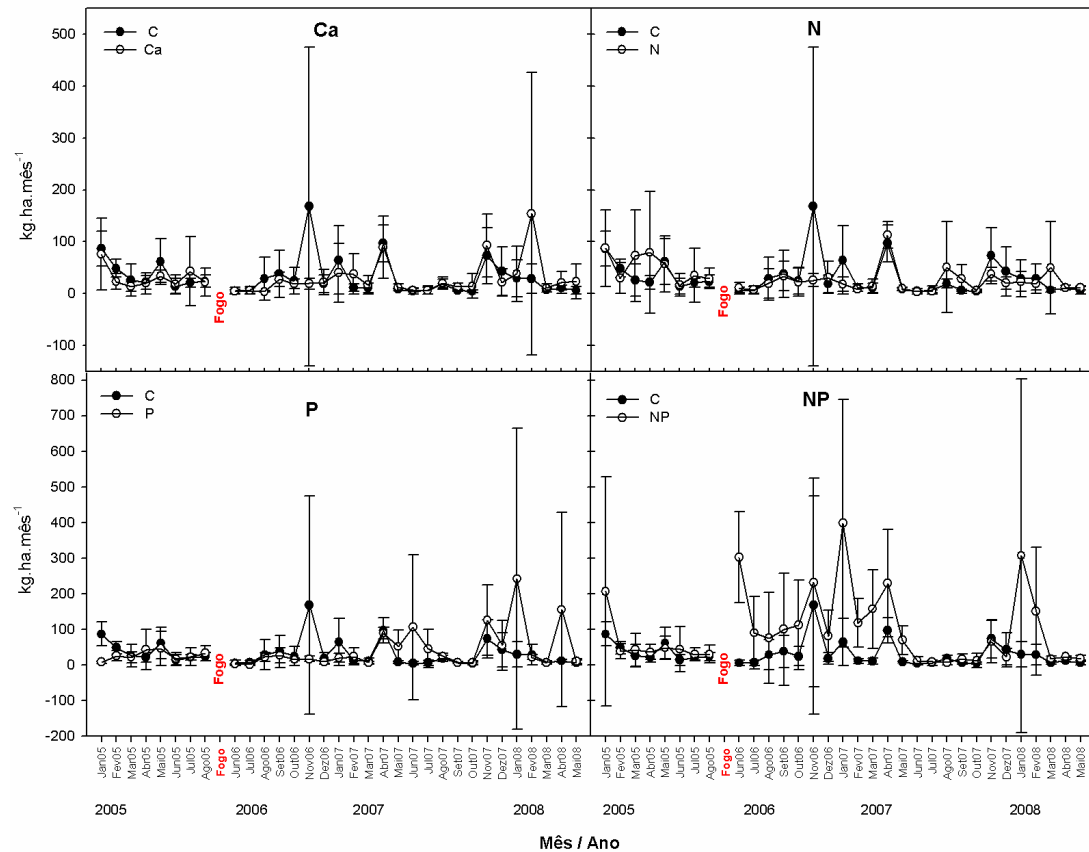
**Figura 12.** Produção de serapilheira total (a) ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), serapilheira foliar (b) e serapilheira fração miscelânea (c) durante o período entre 2005-2008 (32 meses de coleta) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. \* indica diferença de produção média com o tratamento controle (Dunnett;  $p<0,05$ ).



**Figura 13.** Produção mensal de serapilheira total ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o período entre 2005 e 2008 (32 meses de coleta) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. As linhas sem conectividade entre agosto de 2005 e junho de 2006 representam a queimada ocorrida na área.



**Figura 14.** Produção mensal de serapilheira fração folha ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) durante o período entre 2005 e 2008 (32 meses de coleta) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. As linhas sem conectividade entre agosto de 2005 e junho de 2006 representam a queimada ocorrida na área.



**Figura 15.** Produção mensal de serapilheira fração miscelânea ( $\text{kg.ha.mês}^{-1}$ ) durante o período entre 2005 e 2008 (32 meses de coleta) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam os desvios padrão da média. As linhas sem conectividade entre agosto de 2005 e junho de 2006 representam a queimada ocorrida na área

### 3.2. Composição química da serapilheira foliar

Em geral, a concentração média de nutrientes na serapilheira durante o primeiro período pós-fogo (junho a setembro de 2006) apresentou-se na ordem  $\text{N} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{S} > \text{P}$ , entretanto, a ordem dos elementos Ca e S variaram entre tratamentos. A concentração de Ca foi 30% superior em relação à concentração de N na serapilheira das parcelas do tratamento P, e a concentração de P foi 10% superior em relação à concentração de S na serapilheira das parcelas do tratamento controle.

Com exceção do tratamento NP, todos tratamentos apresentaram maior conteúdo de Ca em relação ao conteúdo de N na serapilheira (24% controle, 4% Ca, 18% N e 28% P) no segundo período pós-fogo (junho a setembro de 2007), (Tabela 3).

**Tabela 3.** Média da concentração mensal de nutrientes na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) durante o primeiro período (junho a setembro de 2006) e o segundo período pós-fogo (junho a setembro 2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização ( $n=4$ ).

Trat./Ano	N	P	K	Ca	Mg	S
----- $\text{mg.g}^{-1}$ -----						
<b>C</b>						
2006	10,46	0,49	5,09	7,35	2,27	0,44
2007	9,27	0,34	2,67	12,18	2,13	0,50
<b>Ca</b>						
2006	10,51	0,37	2,73	9,40	2,60	0,93
2007	8,72	0,31	1,94	9,06	1,48	0,97
<b>N</b>						
2006	11,46	0,41	3,59	6,48	1,77	0,85
2007	8,72	0,31	2,64	10,61	2,02	1,02
<b>P</b>						
2006	10,65	0,79	4,04	15,21	2,16	0,91
2007	9,16	0,41	2,53	12,79	2,11	1,15
<b>NP</b>						
2006	10,79	0,41	3,17	10,86	1,90	1,18
2007	9,54	0,42	2,66	9,00	1,57	1,05

### 3.3. Concentração e fluxo de nutrientes via serapilheira foliar

#### 3.3.1. Nitrogênio

Não houve diferenças significativas nas concentrações médias de N na serapilheira entre os tratamentos de fertilização e o controle nos dois períodos pós-fogo (Figura 16A). Na comparação da concentração média entre os períodos, a serapilheira das parcelas dos tratamentos N, P e NP apresentaram menores concentrações médias de N no segundo período pós-fogo ( $p<0,05$ ) (Figura 16A).

Foram observadas maiores concentrações mensais de N na serapilheira das parcelas dos tratamentos P (Ago.07) e NP (Set./06, Ago./07) e menores concentrações mensais de N (junho de 2006) na serapilheira das parcelas tratamento Ca em relação a serapilheira das parcelas controle (Figura 17A). As concentrações mensais de N na serapilheira das parcelas do tratamento controle variaram entre  $7,83 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $13,08 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período pós-fogo (2006) e entre  $8,26 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $10,20 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo (2007). A serapilheira das parcelas do tratamento Ca apresentaram concentrações entre  $9,00 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $11,97 \text{ mg.g}^{-1}$  (2006) e entre  $7,65 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $8,42 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. A serapilheira das parcelas do tratamento N apresentou valores entre  $10,16 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $13,48 \text{ mg.g}^{-1}$  em 2006 e entre  $7,57 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $9,39 \text{ mg.g}^{-1}$  em 2007. O tratamento P

apresentou valores entre  $9,39 \text{ mg.g}^{-1}$  –  $12,49 \text{ mg.g}^{-1}$  (2006) e entre  $7,42 \text{ mg.g}^{-1}$  –  $10,04 \text{ mg.g}^{-1}$  em 2007. As parcelas do tratamento NP apresentaram valores entre  $9,81 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $10,55 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $8,84 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $10,39 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. A maior variação na concentração de N na serapilheira entre meses foi observada no tratamento N (18,14%), enquanto que o tratamento NP apresentou menor variação (9,82 %) entre os meses de observação (Figura 17A).

O fluxo total de N nos tratamentos fertilizados não diferiu em relação ao controle nos dois períodos pós-fogo (Figura 16B). Na comparação entre períodos, com exceção do tratamento NP, todos os tratamentos apresentaram maior fluxo total de N no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) (Figura 16B). Os fluxos mensais de N via serapilheira foram menores em relação às parcelas do tratamento controle nos tratamentos Ca (Set./07) e P (Jul./07) e maiores no tratamento NP (jul./06) (Figura 17B). O fluxo total de N aumentou no segundo período pós-fogo nas parcelas dos tratamentos controle ( $133,62 \text{ mg.m}^{-2}$  no primeiro período para  $551,37 \text{ mg.m}^{-2}$  no segundo período pós-fogo), Ca ( $154,96$  no primeiro período para  $418,83 \text{ mg.m}^{-2}$  no segundo período), N ( $150,32 \text{ mg.m}^{-2}$  em 2006 para  $458,05 \text{ mg.m}^{-2}$  em 2007). As parcelas do tratamento P apresentaram fluxos totais de N via serapilheira entre  $108,23 \text{ mg.m}^{-2}$  no primeiro e  $365,10 \text{ mg.m}^{-2}$  no segundo período pós-fogo, o tratamento NP apresentou, respectivamente, fluxos de  $123,89 \text{ mg.m}^{-2}$  e  $116,01 \text{ mg.m}^{-2}$  no primeiro e segundo períodos pós-fogo.

### 3.3.2. Fósforo

Não foram constatadas diferenças na concentração média de P na serapilheira entre os tratamentos no primeiro período pós-fogo, porém os tratamentos P e NP apresentaram maiores concentrações médias de P na serapilheira em relação ao tratamento controle no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) (Figura 18A). Somente a serapilheira das parcelas do tratamento N diferiram na concentração média de P entre períodos, sendo menor no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) (Figura 18A).

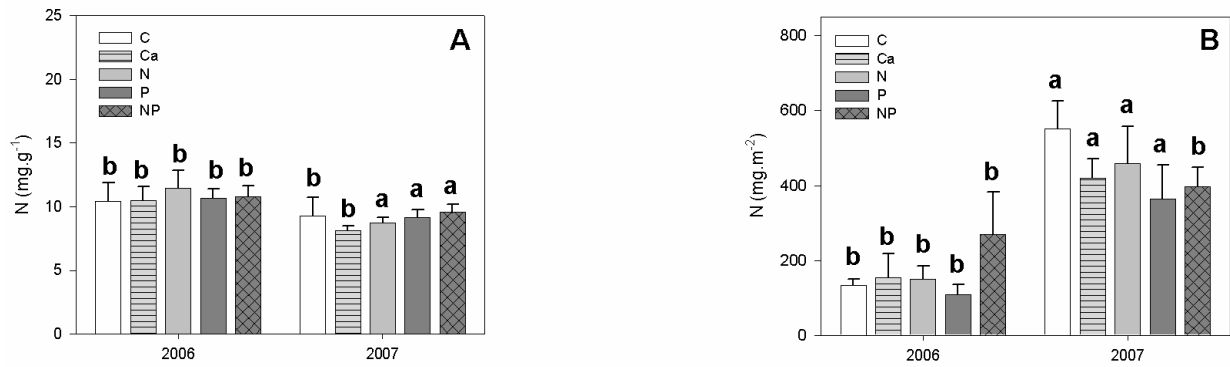
Maiores concentrações mensais de P na serapilheira foram observadas nas parcelas dos tratamentos Ca (Ago./06), P (Ago./06, Ago./07) e NP (Ago./06, Set./07) (Figura 19A). A serapilheira das parcelas controle apresentou concentrações entre  $0,23 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $0,71 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $0,26 \text{ mg.g}^{-1}$  a  $0,42 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. Nas parcelas do tratamento Ca, os valores variaram entre  $0,31 \text{ mg.g}^{-1}$  a  $0,47 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $0,25 \text{ mg.g}^{-1}$  a  $0,33 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. As parcelas de N apresentaram concentrações de P na serapilheira variando entre  $0,33 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $0,58 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $0,29 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $0,33 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo ano pós-fogo. Os tratamentos P e NP apresentaram, respectivamente, entre  $0,32 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $1,70 \text{ mg.g}^{-1}$  e entre  $0,32 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $0,51 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro ano e entre  $0,28 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $0,50 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $0,34 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $0,49 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. A concentração de P na serapilheira durante os

meses de observação mostrou-se mais variável nas parcelas do tratamento P (79,76%), sendo que a menor variabilidade foi observada no tratamento NP (16,28%).

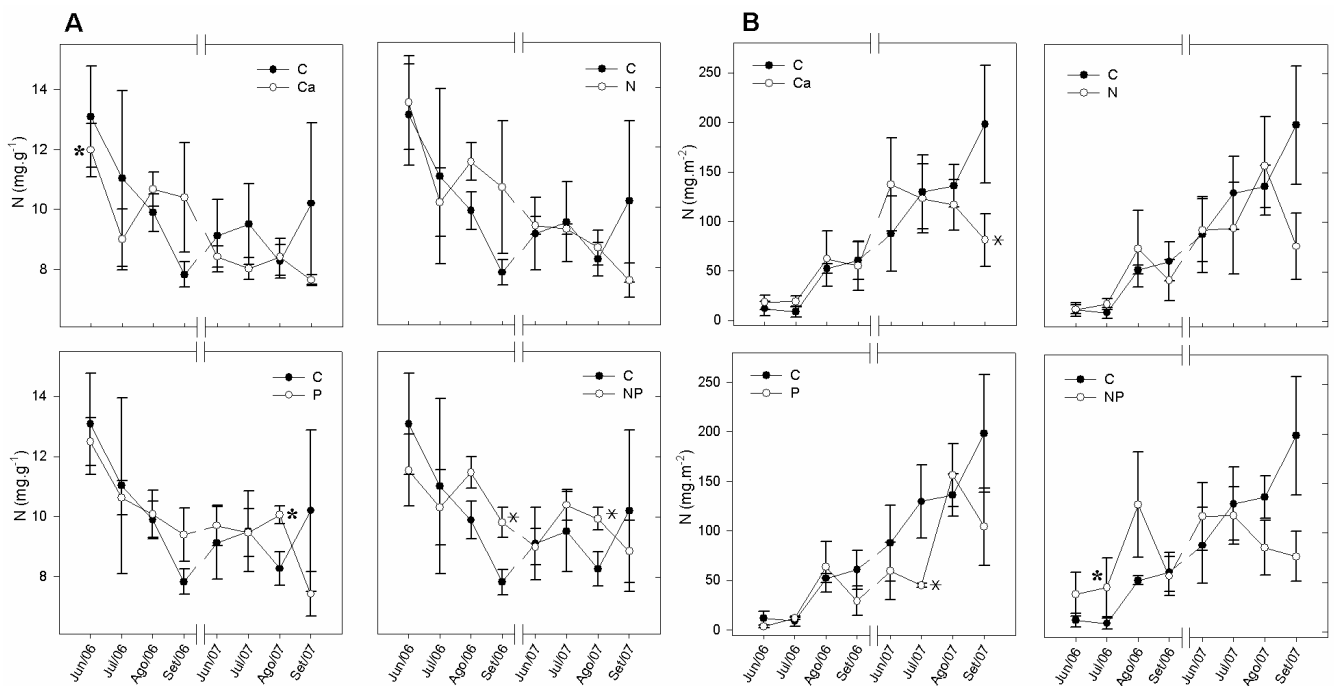
O fluxo total de P não apresentou diferenças entre tratamentos nos dois períodos pós-fogo. Dentro de cada tratamento, os fluxos foram superiores no segundo período pós-fogo nas parcelas de todos tratamentos, com exceção do tratamento NP, que não apresentou diferença significativa no fluxo total de P entre anos (Figura 18B). Os fluxos mensais de P foram menores nos tratamentos Ca e N (ambos em Set./07) (Figura 19B).

O fluxo total de P via serapilheira nas parcelas do tratamento controle foi 3,9 vezes maior no segundo período pós-fogo. As parcelas do tratamento Ca apresentaram fluxo de 5,39 mg.m<sup>-2</sup> e 16,07 mg.m<sup>-2</sup> no primeiro e no segundo período, com aumento de 2,98 vezes. O fluxo no tratamento N aumentou 2,3 vezes no segundo período (7,18 mg.m<sup>-2</sup> em 2006 para 16,80 mg.m<sup>-2</sup> em 2007). Nas parcelas do tratamento P houve um aumento de 3,74 vezes no fluxo de P no segundo período pós-fogo (4,24 mg.m<sup>-2</sup> (2006) e 15,85 mg.m<sup>-2</sup> em 2007). Somente nas parcelas do tratamento NP não foi observado diferenças significativas no fluxo de P entre períodos.

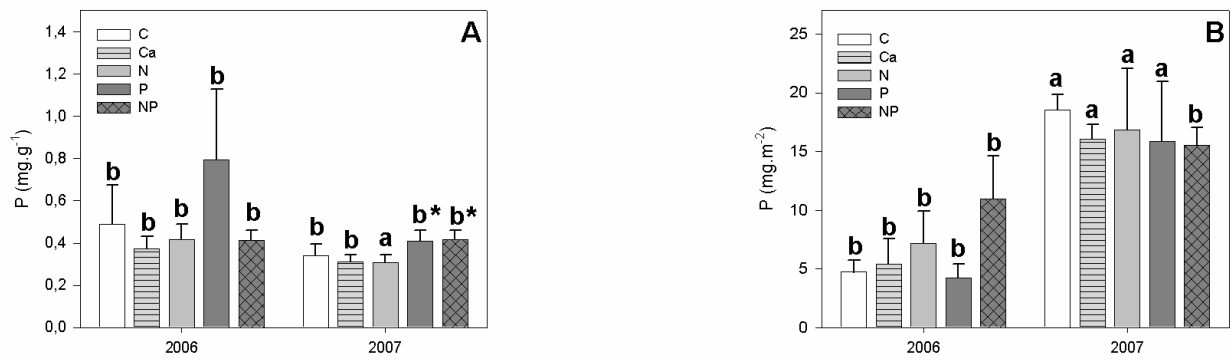




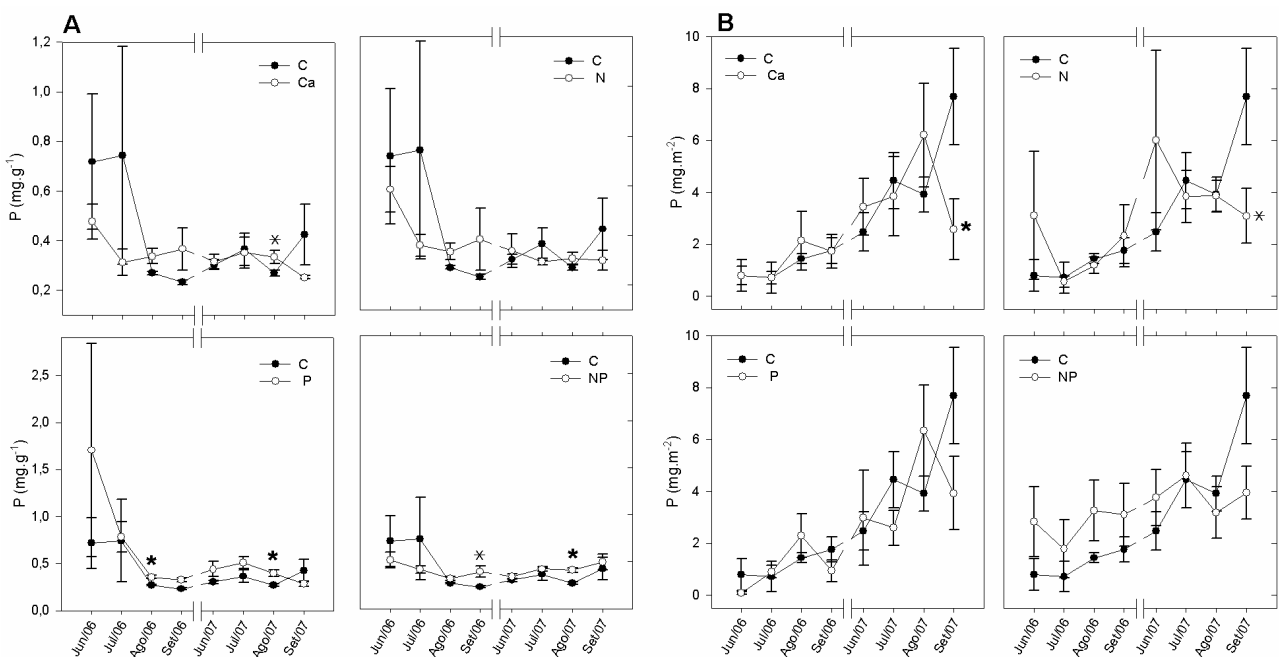
**Figura 16. a)** Concentração média de N na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **b)** Fluxo total de N via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo período pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças entre os anos (Bonferroni,  $p<0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ).



**Figura 17. A)** Concentração mensal de N na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de N via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $P<0,1$ ).



**Figura 18.** A) Concentração média de P na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e B) Fluxo total de P via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo período pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre períodos (Bonferroni,  $p<0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ).



**Figura 19.** A) Concentração mensal de P na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e B) Fluxo mensal de P via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo período pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $P<0,1$ ).

### 3.3.3. Potássio

A concentração média de K na serapilheira foi menor nas parcelas do tratamento Ca em relação ao observado nas parcelas controle nos dois períodos pós-fogo ( $p < 0,05$ ). Com exceção dos tratamentos Ca e N, menores concentrações médias de K na serapilheira foram observadas no segundo período pós-fogo nas parcelas de todos os tratamentos ( $p < 0,1$ ) (Figura 20A).

A concentração mensal de K na serapilheira foi menor em relação ao observado nas parcelas controle nos tratamentos Ca (Jun./06, Jul./06, Ago./06, Jul./07) e P (Set./07) (Figura 21A). As concentrações mensais de K na serapilheira das parcelas controle variaram entre  $1,76 \text{ mg.g}^{-1}$  –  $9,13 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $2,29 \text{ mg.g}^{-1}$  –  $3,42 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. A serapilheira das parcelas do tratamento Ca apresentou concentrações entre  $1,47 \text{ mg.g}^{-1}$  –  $3,96 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $1,81 \text{ mg.g}^{-1}$  –  $2,18 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. Nas parcelas do tratamento N, a concentração variou entre  $2,41 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $5,47 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $2,48 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $2,97 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. Os tratamentos P e NP apresentaram concentrações de K na serapilheira variando entre  $2,03 \text{ mg.g}^{-1}$  –  $6,86 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $2,56 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $3,54 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período pós-fogo e entre  $1,96 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $2,90 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $2,33 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $3,20 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. Os tratamentos controle e NP apresentaram, respectivamente, a maior (63,90%) e a menor (16,65%) variação na concentração mensal de K na serapilheira durante o período de estudo.

O fluxo total de K via serapilheira não diferiu entre tratamentos, porém, as diferenças entre períodos foram significativas. As parcelas dos tratamentos Ca, N e P apresentaram maior fluxo total de K via serapilheira no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) (figura 20B). O fluxo mensal de K foi menor em relação ao controle nos tratamentos Ca (Jun./06) e N (Ago./06) (figura 21B).

Observou-se um aumento de 2,56 vezes no fluxo total durante o segundo período pós-fogo nas parcelas do tratamento controle ( $49,39 \text{ mg.m}^{-2}$  em 2006 para  $126,41 \text{ mg.m}^{-2}$  em 2007). O tratamento Ca apresentou fluxos de  $37,62 \text{ mg.g}^{-1}$  (2006) e  $96,47 \text{ mg.g}^{-1}$  (2007), com aumento de 2,56 vezes no segundo período pós-fogo. Os fluxos no primeiro e segundo período pós-fogo foram  $43,17 \text{ mg.m}^{-2}$  e  $134,14 \text{ mg.m}^{-2}$  nas parcelas do tratamento N (aumento de 3,11 vezes),  $27,22 \text{ mg.m}^{-2}$  e  $98,28 \text{ mg.m}^{-2}$  nas parcelas do tratamento P (aumento de 3,61 vezes), e  $74,98 \text{ mg.m}^{-2}$  -  $78,62 \text{ mg.m}^{-2}$  nas parcelas do tratamento NP.

### 3.3.4. Cálcio

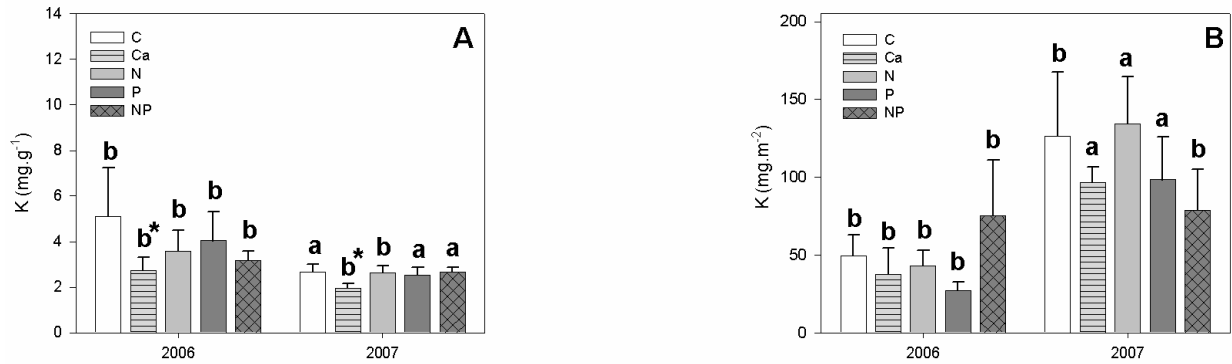
As concentrações médias de Ca na serapilheira foram maiores nos tratamentos P e NP ( $p < 0,05$ ) no primeiro período, e menores nos tratamentos Ca ( $p < 0,1$ ) e NP ( $p < 0,05$ ) em relação ao controle no segundo período pós-fogo. Na comparação entre períodos, os tratamentos controle e N

apresentaram maiores concentrações de Ca na serapilheira no segundo período pós-fogo, enquanto que o tratamento NP apresentou menor concentração de Ca neste período (Figura 22A).

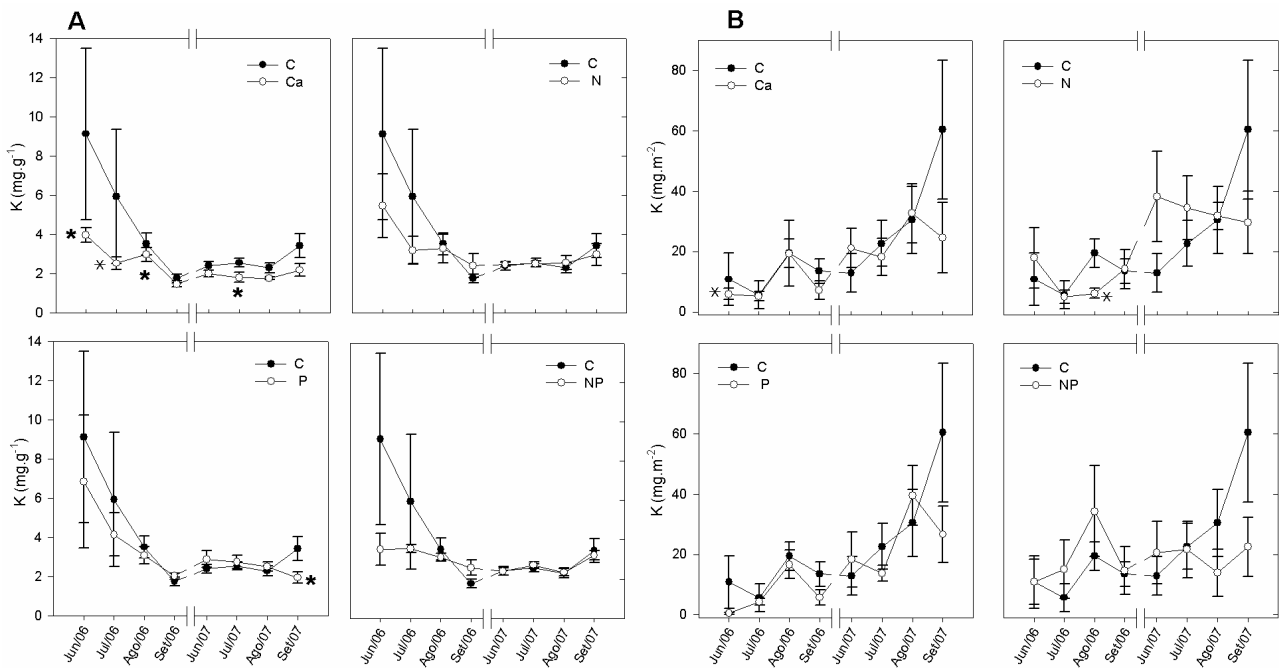
A concentração mensal de Ca na serapilheira foi maior em relação ao controle nas parcelas dos tratamentos Ca (Jun./06), P (Jun./06, Jul./06) e NP (Jun./06), e menores nas parcelas do tratamento N (Jul./06) (Figura 23A). As concentrações mensais de Ca nas parcelas do tratamento controle variaram entre 5,17 mg.g<sup>-1</sup> e 8,72 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro e 10,60 mg.g<sup>-1</sup> e 13,62 mg.g<sup>-1</sup> no segundo período pós-fogo. A serapilheira das parcelas do tratamento Ca apresentaram concentrações entre 8,26 mg.g<sup>-1</sup> e 10,49 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro e entre 8,49 e 9,27 mg.g<sup>-1</sup> no segundo período pós-fogo. A serapilheira das parcelas do tratamento N apresentou concentrações entre 4,79 mg.g<sup>-1</sup> e 10,83 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro e 7,99 mg.g<sup>-1</sup> a 13,71 mg.g<sup>-1</sup> no segundo período pós-fogo. A concentração de Ca na serapilheira das parcelas do tratamento P variou entre 10,71 mg.g<sup>-1</sup> e 23,05 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro e 1,61 mg.g<sup>-1</sup> a 16,71 mg.g<sup>-1</sup> no segundo período pós-fogo. O tratamento NP apresentou valores de concentração de Ca entre 8,36 mg.g<sup>-1</sup> - 12,05 mg.g<sup>-1</sup> e 7,65 mg.g<sup>-1</sup> - 11,37 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro e segundo períodos pós-fogo. O tratamento Ca apresentou menor variação (8,55%) na concentração de Ca na serapilheira entre os meses, enquanto que o tratamento P apresentou maior variação (47,23%).

As parcelas do tratamento NP apresentaram maior fluxo total em relação ao tratamento controle no primeiro período pós-fogo ( $p < 0,1$ ), e com exceção do tratamento NP, todos os tratamentos apresentaram maior fluxo total de Ca no segundo período pós-fogo (Figura 22B). A serapilheira das parcelas dos tratamentos Ca (Jun./06), P (Jun./06) e NP (Jun./06, Jul./06) apresentaram maiores fluxos mensais em relação ao tratamento controle no primeiro período pós-fogo, entretanto, nas parcelas do tratamento NP observou-se menor fluxo mensal em setembro do segundo período pós-fogo (figura 23B).

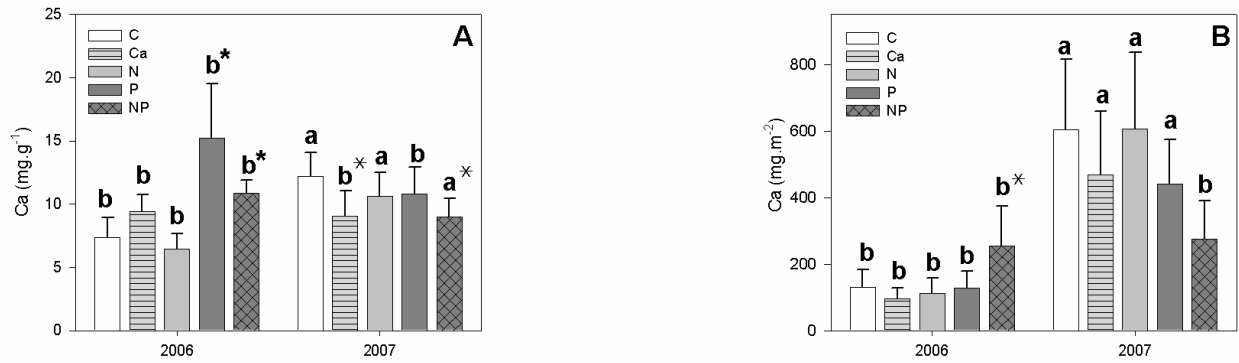
No segundo período pós-fogo, os fluxos totais aumentaram 4,66 vezes (129,53 mg.m<sup>-2</sup> para 604,29 mg.m<sup>-2</sup>) nas parcelas do tratamento controle, 3,47 vezes (135,08 mg.m<sup>-2</sup> para 468,99 mg.m<sup>-2</sup>) nas parcelas do tratamento Ca, 5,39 vezes (112,63 mg.m<sup>-2</sup> para 607,12 mg.m<sup>-2</sup>) nas parcelas do tratamento N, 3,45 vezes (127,62 mg.m<sup>-2</sup> para 441,82 mg.m<sup>-2</sup>) nas parcelas do tratamento P e 7% (254,88 mg.m<sup>-2</sup> para 275,05 mg.m<sup>-2</sup>) nas parcelas do tratamento NP



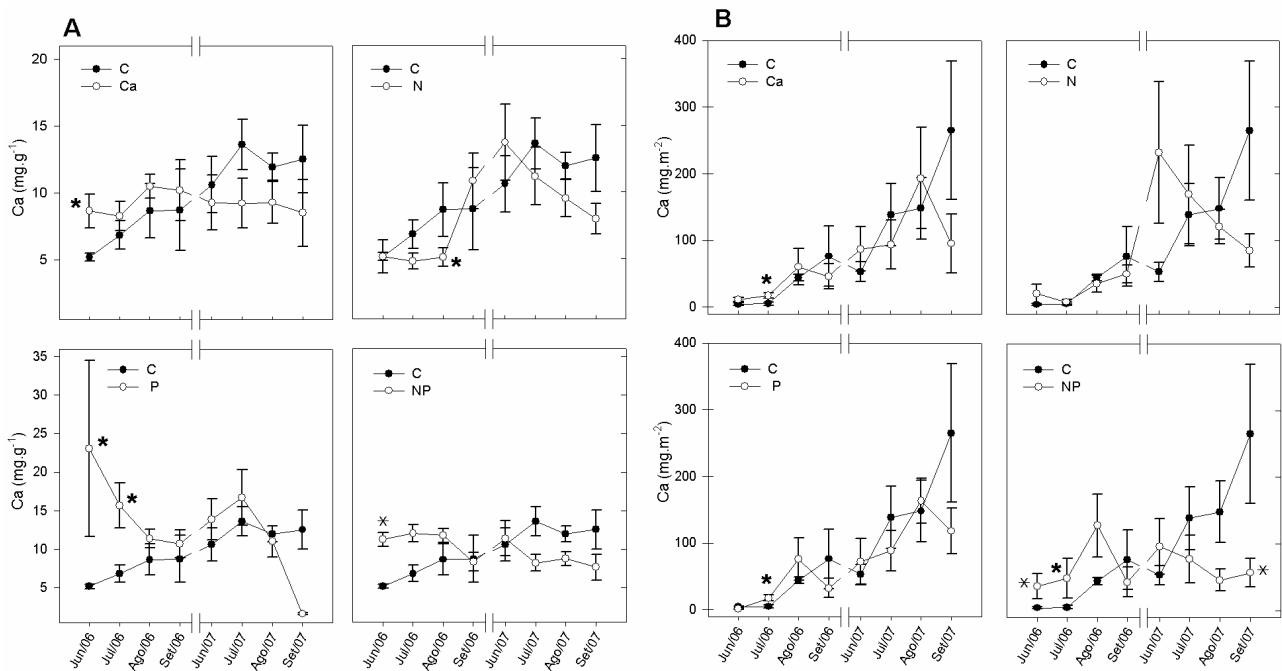
**Figura 20. A)** Concentração média de K na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de K via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre os anos (Bonferroni,  $p < 0,1$  para concentração e  $p < 0,05$  para fluxo). \* indica diferença significativa com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ).



**Figura 21. A)** Concentração mensal de K na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de K via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ), \* (Dunnett  $p < 0,1$ ).



**Figura 22. A)** Concentração média de Ca na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de Ca via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre os anos (Bonferroni,  $p < 0,01$  para concentração e  $p < 0,05$  para fluxo). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ), \* (Dunnett,  $P < 0,1$ ).



**Figura 23. A)** Concentração mensal de Ca na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de Ca via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ), \* (Dunnett,  $P < 0,1$ )

### 3.3.5. Magnésio

Nas parcelas dos tratamentos Ca e NP observaram-se menor concentração média de Mg na serapilheira em relação ao tratamento controle no segundo período pós-fogo ( $p < 0,1$ ). Na comparação entre períodos, os tratamentos Ca e NP apresentaram menores concentrações médias de Mg na serapilheira no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) (Figura 24A).

As concentrações mensais de Mg na serapilheira foram menores em relação ao controle nas parcelas dos tratamentos Ca (Ago./06, Set./07), N (Ago./06) e NP (Ago./06, Set./07). As concentrações mensais de Mg no tratamento controle variaram entre  $2,01 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $2,82 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $1,53$  e  $2,36 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. A serapilheira das parcelas do tratamento Ca apresentou concentrações entre  $2,25 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $3,06 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $1,16 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $1,73 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. Nas parcelas do tratamento N esta concentração variou entre  $1,55 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $1,95 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $1,73 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $2,14 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. As concentrações de Mg na serapilheira das parcelas dos tratamentos P e NP variaram entre  $1,90 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $2,29 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $1,7$  -  $2,06 \text{ mg.g}^{-1}$  no primeiro período e entre  $1,42 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $3,30 \text{ mg.g}^{-1}$  e  $1,42 \text{ mg.g}^{-1}$  -  $1,93 \text{ mg.g}^{-1}$  no segundo período pós-fogo. Nos tratamentos N (11,01%) e Ca (32,82%) observou-se a menor e a maior variação na concentração mensal de Mg na serapilheira durante o período de estudo (Figura 25A).

O fluxo total de Mg via serapilheira foliar foi significativamente menor nas parcelas do tratamento NP em relação ao tratamento controle no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ). Na comparação entre períodos, o fluxo total de Mg nas parcelas de todos os tratamentos (com exceção do tratamento NP) foi maior no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) (Figura 24B). Os fluxos mensais de Mg foram menores em relação ao controle nas parcelas dos tratamentos Ca (Set./07) e NP (Ago./07 e Set./07), porém, foi observado maior fluxo no tratamento NP em Julho de 2006 (Figura 25B). Nos tratamentos controle e Ca foram observados aumento de 3,4 vezes no fluxo total de Mg ( $35,55 \text{ mg.m}^{-2}$  em 2006 para  $120,49 \text{ mg.m}^{-2}$  em 2007) e 2,1 vezes ( $36,78 \text{ mg.m}^{-2}$  para  $77,22 \text{ mg.m}^{-2}$ ) no fluxo total no segundo período pós-fogo. Os fluxos de Mg via serapilheira no segundo período pós-fogo aumentaram 3,72 vezes nas parcelas do tratamento N ( $26,81 \text{ mg.m}^{-2}$  -  $99,96 \text{ mg.m}^{-2}$ ), 3,27 vezes nas parcelas do tratamento P ( $23,33 \text{ mg.m}^{-2}$  -  $76,44 \text{ mg.m}^{-2}$ ), e 1,2 vezes nas parcelas do tratamento NP ( $45,95 \text{ mg.m}^{-2}$  -  $54,87 \text{ mg.m}^{-2}$ ) em relação ao primeiro período pós-fogo.

### 3.3.6. Enxofre

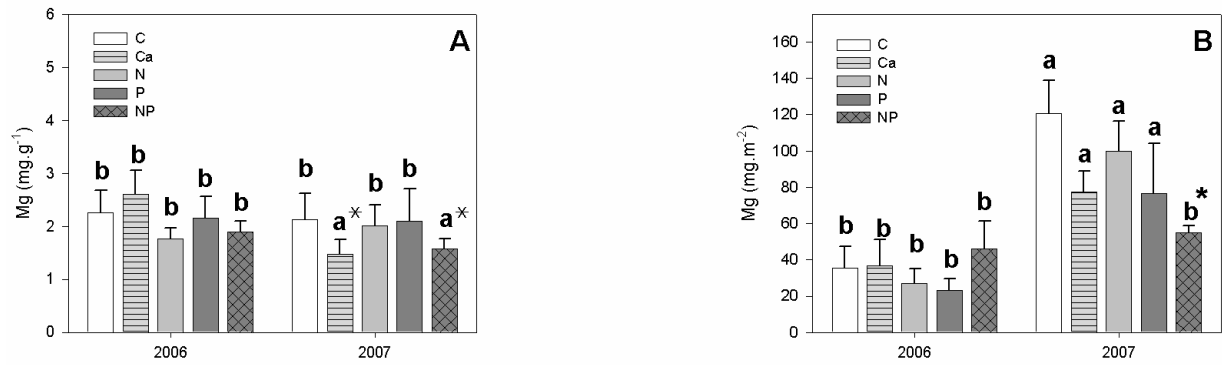
A serapilheira das parcelas de todos tratamentos fertilizados apresentou maior concentração média de S em relação a serapilheira do tratamento controle nos dois períodos pós-fogo ( $p < 0,05$ ). Na comparação dentro de tratamentos, somente o tratamento N apresentou maiores concentrações médias de S no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) (Figura 26A).

Com exceção do mês de junho de 2006 (tratamento N), todos os tratamentos apresentaram maior concentração mensal de S na serapilheira em relação ao controle em todos os meses de análise (Figura 27A). Nas parcelas do tratamento controle, as concentrações mensais de S na serapilheira variaram entre 0,37 mg.g<sup>-1</sup> e 0,50 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro período e entre 0,49 mg.g<sup>-1</sup> e 0,51 mg.g<sup>-1</sup> no segundo período pós-fogo. A serapilheira das parcelas do tratamento Ca apresentou concentrações variáveis entre 0,85 mg.g<sup>-1</sup> e 1,02 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro período e entre 0,87 mg.g<sup>-1</sup> e 1,03 mg.g<sup>-1</sup> no segundo período pós-fogo. A concentração de S na serapilheira das parcelas do tratamento N apresentou valores entre 0,75 mg.g<sup>-1</sup> e 0,94 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro período e entre 1,00 mg.g<sup>-1</sup> e 1,03 mg.g<sup>-1</sup> no segundo período pós-fogo. A concentração de S na serapilheira das parcelas dos tratamentos P e NP apresentaram valores entre 0,99 mg.g<sup>-1</sup> e 3,01 mg.g<sup>-1</sup> e 0,99 mg.g<sup>-1</sup> e 1,47 mg.g<sup>-1</sup> no primeiro período e entre 0,95 mg.g<sup>-1</sup> e 1,20 mg.g<sup>-1</sup> e entre 0,91 mg.g<sup>-1</sup> e 1,16 mg.g<sup>-1</sup> no segundo período pós-fogo. A menor variação na concentração de S na serapilheira foi observada nas parcelas tratamento Ca (7,46%), enquanto que a maior variação foi observadas nas parcelas do tratamento P (49,02%) (Figura 27A).

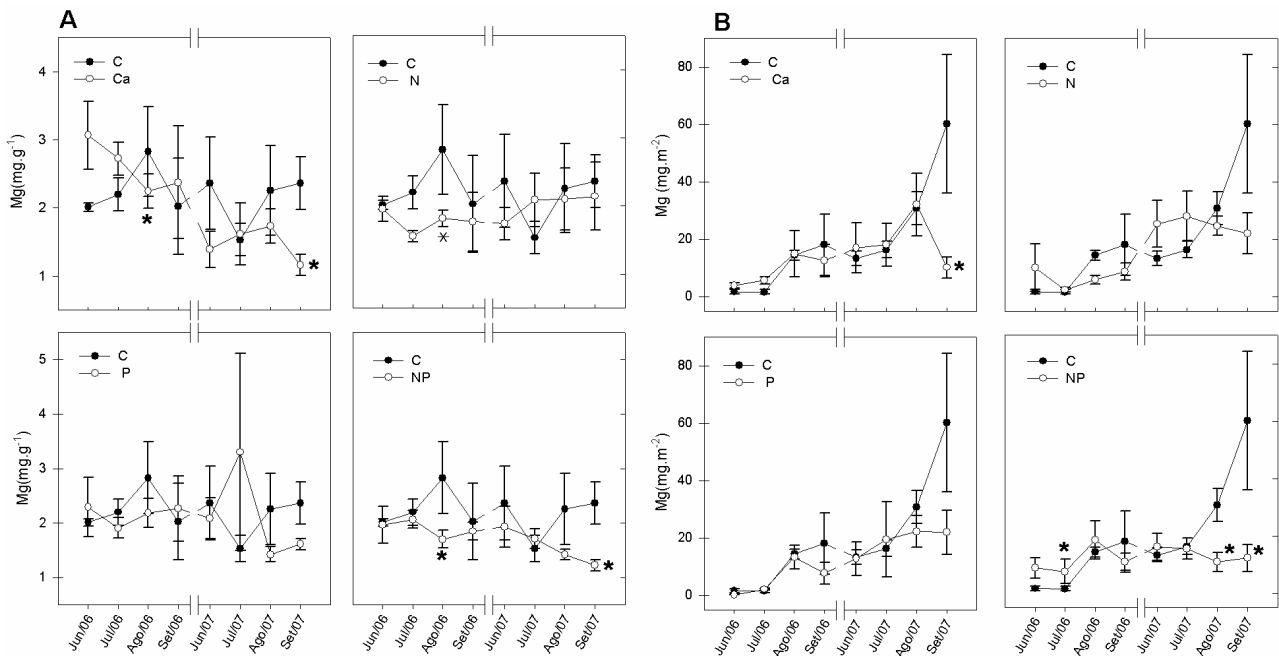
Nas parcelas do tratamento Ca observou-se maior fluxo total de S via serapilheira em relação às parcelas controle nos dois períodos pós-fogo ( $p < 0,1$ ). O tratamento NP apresentou maior fluxo total de S em relação ao controle no primeiro período pós-fogo ( $p < 0,1$ ), enquanto que as parcelas dos tratamentos Ca, N, e P apresentaram maior fluxo total de S em relação ao observado nas parcelas controle no segundo período pós-fogo ( $p < 0,1$ ). Na comparação do fluxo entre períodos, os tratamentos Ca, N e P apresentaram maior fluxo total no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) (Figura 26B). O fluxo mensal de S via serapilheira foi maior em relação ao controle nas parcelas dos tratamentos Ca (Jul./06), N (Jul./06, Jun./07, Jul./07), P (Jul./06) e NP (Jun., Jul., Ago., Set./06) (Figura 27B).

No segundo período pós-fogo, o fluxo total de S via serapilheira foi 3,69 vezes maior nas parcelas do tratamento controle (6,35 mg.m<sup>-2</sup> - 23,46 mg.m<sup>-2</sup>); 3,78 vezes maior nas parcelas do tratamento Ca (13,10 mg.m<sup>-2</sup> - 49,52 mg.m<sup>-2</sup>); 4,2 vezes nas parcelas do tratamento N (12,50 mg.m<sup>-2</sup> - 52,53 mg.m<sup>-2</sup>); 4,1 vezes nas parcelas do tratamento P (10,53 mg.m<sup>-2</sup> - 43,35 mg.m<sup>-2</sup>) e aumentou 32% nas parcelas do tratamento NP (25,18 mg.m<sup>-2</sup> - 33,34 mg.m<sup>-2</sup>).

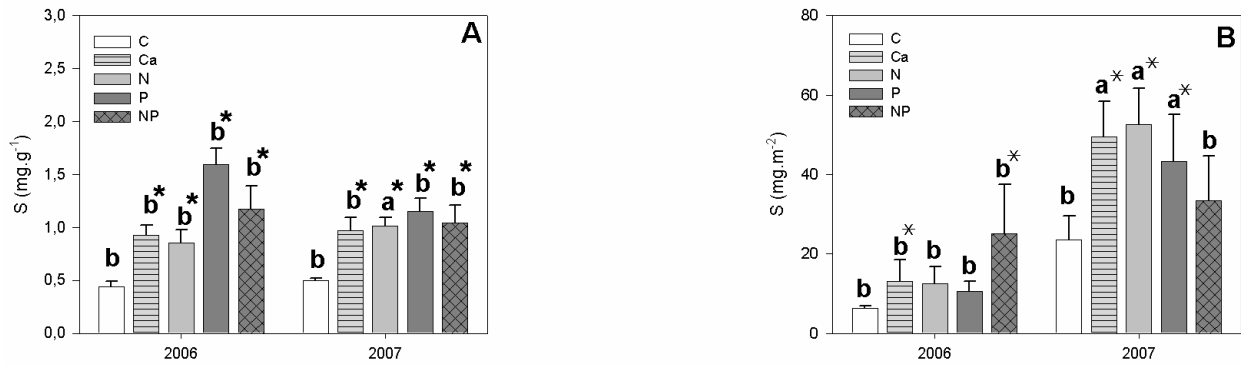




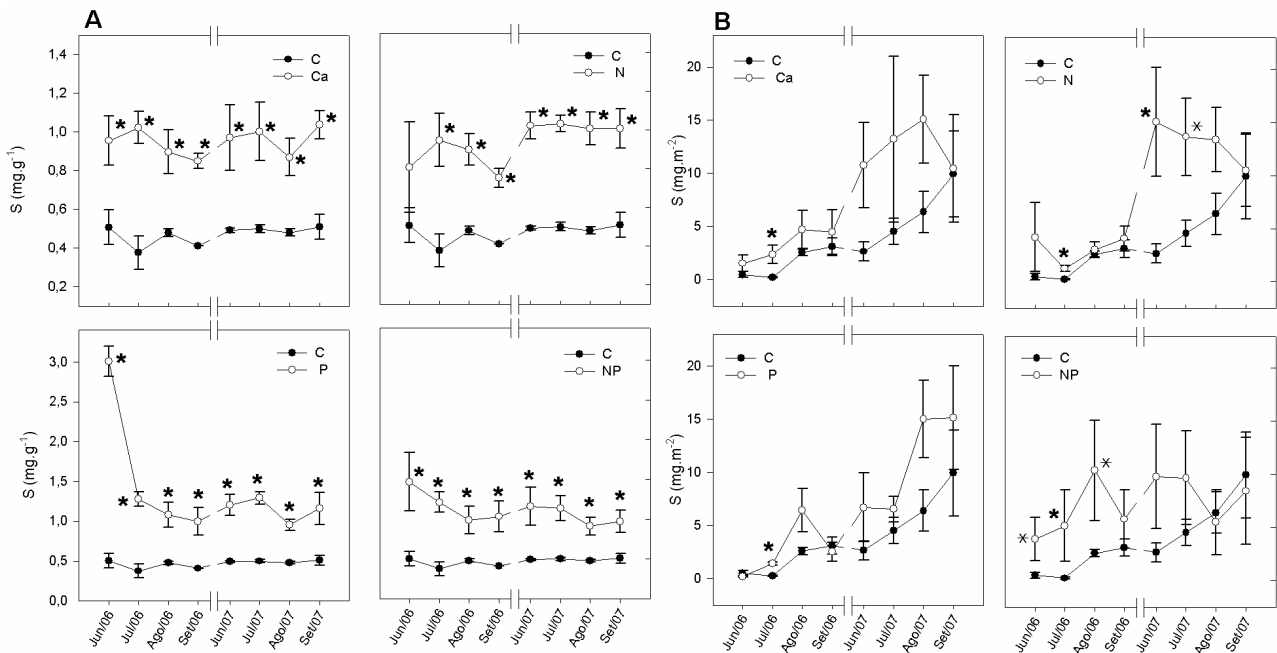
**Figura 24. A)** Concentração média de Mg na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de Mg via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre os anos (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ )



**Figura 25. A)** Concentração mensal de Mg na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de Mg via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ )



**Figura 26. A)** Concentração média de S na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo total de S via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante o final da estação seca no primeiro (2006) e no segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças de concentração entre os anos (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ )



**Figura 27. A)** Concentração mensal de S na serapilheira foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e **B)** Fluxo mensal de S via serapilheira foliar ( $\text{mg.m}^{-2}$ ) durante os meses do final da estação seca do primeiro (2006) e do segundo ano pós-fogo (2007) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras representam o erro padrão da média. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). \* (Dunnett,  $P < 0,1$ )

### 3.4. Eficiência no uso de nutrientes (EUN)

Os tratamentos de fertilização não apresentaram diferenças na EUN para N em relação ao observado nas parcelas controle em nenhum dos períodos analisados. Entretanto, quando analisamos as diferenças na EUN entre períodos, as parcelas do tratamento Ca mostraram-se mais eficientes na utilização do N no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ). Para o nutriente P, a EUN foi menor em relação às parcelas do tratamento controle nas parcelas dos tratamentos N ( $p < 0,05$ ) no primeiro e NP ( $p < 0,1$ ) no segundo período pós-fogo. Nas parcelas dos tratamentos Ca ( $p < 0,1$ ) e N ( $p < 0,05$ ) observou-se maior eficiência na utilização do P no segundo período pós-fogo. Para o elemento K, as parcelas do tratamento Ca aumentaram a eficiência no uso do elemento em relação ao controle no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ), e entre períodos, observou-se maior eficiência na utilização de K no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ) nas parcelas do tratamento N. Nas parcelas dos tratamentos P e NP observou-se redução na EUN para Ca no primeiro período pós-fogo em relação ao tratamento controle ( $p < 0,1$ ), e entre períodos, a eficiência na utilização do elemento nas parcelas do tratamento NP foi maior no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ). Os tratamentos Ca e NP apresentaram maiores EUN para Mg em relação ao tratamento controle no segundo período pós-fogo ( $p < 0,1$ ), sendo que, entre períodos, os dois tratamentos também apresentaram maiores EUN no segundo período pós-fogo ( $p < 0,05$ ). Todos os tratamentos de fertilização reduziram significativamente a EUN para o elemento S em relação ao observado nas parcelas tratamento controle nos dois períodos pós-fogo ( $p < 0,05$ ). As parcelas do tratamento N apresentaram maior EUN para S no primeiro período pós-fogo ( $p < 0,05$ ).

### 3.5. Decomposição da serapilheira foliar

A porcentagem de massa remanescente de serapilheira foliar no final do período de incubação foi 58,68 % (dp = 7,82) nas parcelas do tratamento controle, 56,02% (dp = 10,88) nas parcelas do tratamento N, 51,91% (dp = 9,11) nas parcelas do tratamento P e 47,95% (dp = 9,12) nas parcelas do tratamento NP (Tabela 5). A serapilheira foliar das parcelas do tratamento N não alterou a velocidade de decomposição em relação ao observado nas parcelas controle. Somente no tempo final (453 dias) a porcentagem de massa remanescente na serapilheira das parcelas do tratamento P foi menor em relação ao observado nas parcelas do tratamento controle. A porcentagem de massa remanescente nas parcelas do tratamento NP também foi significativamente menor em relação ao observado nas parcelas do tratamento controle nos tempos 2 (125 dias), 5 (309 dias) e 7 (453 dias) (Figura 28).

O tempo de residência da serapilheira nas parcelas do tratamento controle (2,32 anos) foi 8,20% maior que o observado nas parcelas do tratamento N, porém a diferença não foi significativa.

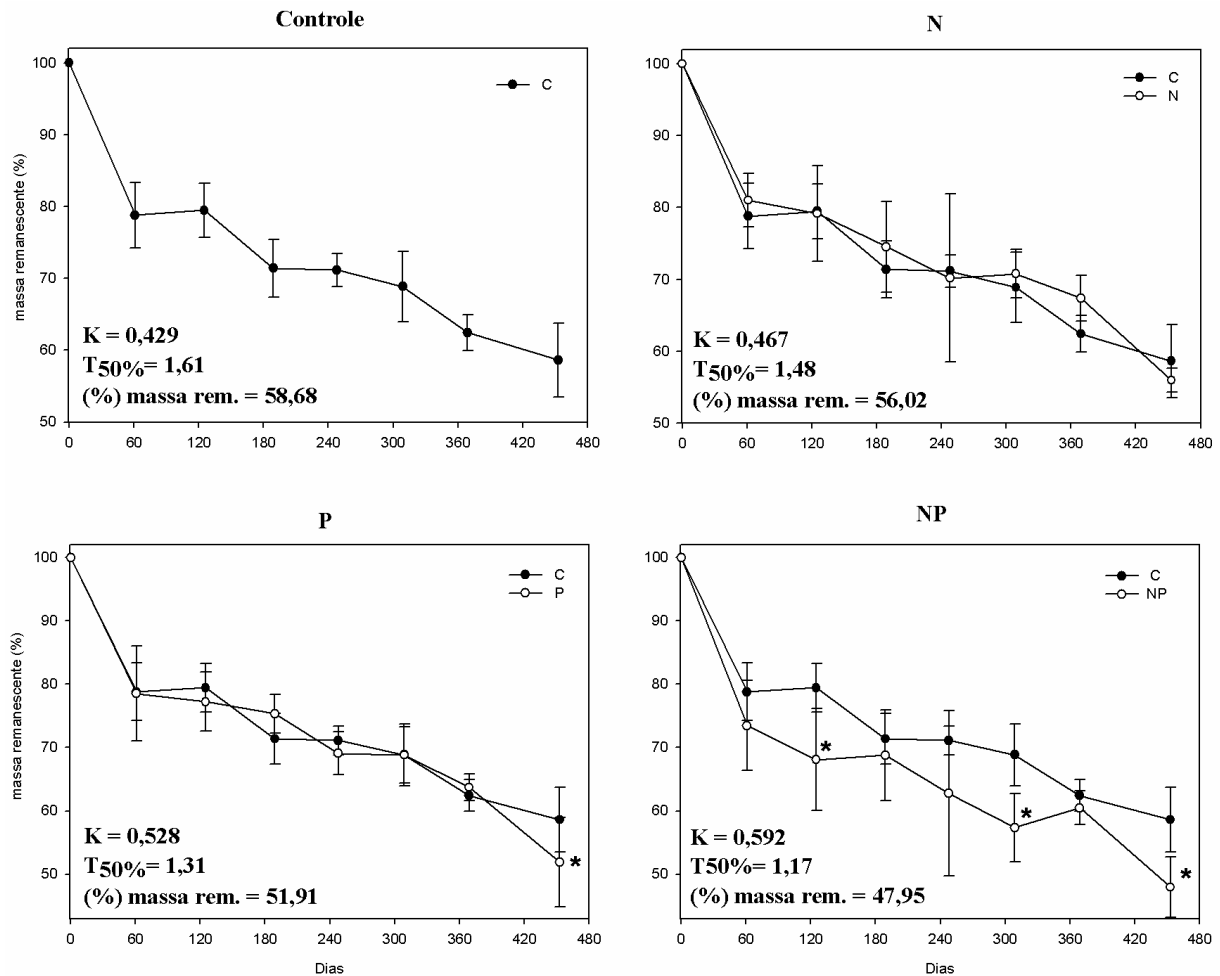
Já a serapilheira foliar das parcelas dos tratamentos P e NP apresentou tempo de residência significativamente menor, com redução de 18,67% (P) e 27,47% (NP) no tempo de residência da serapilheira em relação ao observado nas parcelas do tratamento controle. As equações de regressão, os valores de F e p, os valores da constante k, a meia vida e o tempo de residência da serapilheira nos quatro tratamentos e as respectivas diferenças com o controle estão apresentados na tabela 5.

**Tabela 4.** Estimativa (média  $\pm$  desvio padrão) da eficiência do uso de nutrientes (EUN) na serapilheira foliar em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Letras indicam diferenças na EUN entre períodos (Bonferroni  $p < 0,05$ ). \* indica diferença com o tratamento controle no mesmo período (\*Dunnett  $p < 0,1$ ; \*  $p < 0,05$ ).

Trat.	N	P	K	Ca	Mg	S
Cont.						
2006	112,2 $\pm$ 27,6	3278,4 $\pm$ 845,5	320,6 $\pm$ 83,1	148,2 $\pm$ 84,2	506,4 $\pm$ 257,0	2321,4 $\pm$ 458,7
2007	117,2 $\pm$ 26,9	3231,48 $\pm$ 761,7	397,58 $\pm$ 64,7	89,3 $\pm$ 18,4	488,5 $\pm$ 120,5	2102,8 $\pm$ 207,3
Ca						
2006	95,5 $\pm$ 13,6 <b>a</b>	2710,4 $\pm$ 224,7 <b>a</b>	443,8 $\pm$ 195,1	104,7 $\pm$ 22,0	406,1 $\pm$ 83,8 <b>a</b>	1118,4 $\pm$ 69,02 <b>a*</b>
2007	122,8 $\pm$ 10,9 <b>b</b>	3151,3 $\pm$ 391,4 <b>b</b>	533,6 $\pm$ 113,3*	117,6 $\pm$ 31,1	682,4 $\pm$ 168,7 <b>b*</b>	1086,9 $\pm$ 22,2 <b>b*</b>
N						
2006	95,4 $\pm$ 20,7	2254,2 $\pm$ 570,9 <b>a*</b>	325,9 $\pm$ 56,9 <b>a</b>	129,4 $\pm$ 31,5	553,9 $\pm$ 127,1	1203,2 $\pm$ 133,1*
2007	114,8 $\pm$ 8,18	3333,1 $\pm$ 446,9 <b>b</b>	393,5 $\pm$ 9,7 <b>b</b>	103,2 $\pm$ 39,2	535,3 $\pm$ 153,1	982,8 $\pm$ 95,4*
P						
2006	98,4 $\pm$ 15,3	2699,1 $\pm$ 553,9	369,7 $\pm$ 58,0	89,4 $\pm$ 17,6*	496,5 $\pm$ 127,5	1034,2 $\pm$ 207,9*
2007	108,6 $\pm$ 2,38	2666,1 $\pm$ 413,9	414,9 $\pm$ 74,8	91,5 $\pm$ 16,4	579,9 $\pm$ 132,6	923,6 $\pm$ 98,9*
NP						
2006	92,7 $\pm$ 9,5	2662,8 $\pm$ 232,5	334,3 $\pm$ 64,5	90,7 $\pm$ 9,9 <b>a*</b>	552,6 $\pm$ 31,1 <b>a</b>	986,8 $\pm$ 353,4*
2007	103,9 $\pm$ 8,8	2490,7 $\pm$ 208,7*	424,5 $\pm$ 119,2	124,3 $\pm$ 30,0 <b>b</b>	683,3 $\pm$ 59,3 <b>b*</b>	1089,7 $\pm$ 377,7*

**Tabela 5.** Equações, valores de  $R^2$ , F e p das regressões exponenciais negativas da porcentagem de massa remanescente de serapilheira foliar. Valores de porcentagem de massa remanescente (%M. rem.), constante de decomposição k, meia vida T 50%, tempo de residência (T. res.) da serapilheira e a diferença com o tratamento controle (em parênteses) expresso em anos, em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. \* representa diferenças significativas com o tratamento controle (teste de t;  $p < 0,05$ ).

Trat.	Equação	$R^2$	F	p	% M. rem.	k	T 50%	T. res.
C	$Y = 90,681 e^{-0,784x}$	0,612	201,61	$< 0,001$	58,68 $\pm$ 7,82	0,42	1,61	2,32
N	$Y = 92,423 e^{-0,755x}$	0,567	161,18	$< 0,001$	56,02 $\pm$ 10,88	0,46	1,48	2,13 (-8,20%)
P	$Y = 92,206 e^{-0,800x}$	0,638	224,71	$< 0,001$	51,91 $\pm$ 9,11*	0,52*	1,31	1,89 (-18,67%)*
NP	$Y = 86,368 e^{-0,687x}$	0,473	112,91	$< 0,001$	47,95 $\pm$ 9,12*	0,59*	1,17	1,68 (-27,47%)*



**Figura 28.** Percentual de massa remanescente, valor da constante de decomposição  $k$  e tempo para decomposição de 50% da serapilheira foliar durante 1,24 anos de incubação em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. \* representa diferenças significativas com o tratamento controle (teste de  $t$ ;  $p < 0,05$ ).

### 3.6. Concentração e perda de massa de nutrientes na serapilheira em decomposição

A serapilheira foliar das parcelas dos tratamentos P e NP apresentou acréscimos significativos na concentração de N (50% P e 66% NP) ao longo do processo de decomposição analisado, sendo que a concentração de N foi significativamente maior que a observada na serapilheira das parcelas do controle nos tratamentos N (tempo 4 – 248 dias) e NP, nos tempos 0, 4 e 7 (Figura 29A). Menor perda de massa de N foi observada na serapilheira das parcelas dos tratamentos P (21,4%) e NP (20,3%). A serapilheira das parcelas do tratamento N apresentou a maior perda de massa (38,1%), 3,1% maior que a observada no controle (Figura 31). A serapilheira das parcelas dos tratamentos P e NP apresentou maior imobilização de N entre os tratamentos (Tabela 6).

A serapilheira das parcelas dos tratamentos P e NP apresentou aumento significativo na concentração de P (23% P e 70% NP) durante o processo de incubação, sendo que estas concentrações foram significativamente maiores em relação ao controle em todos os estágios

avaliados (com exceção do tempo 1 no tratamento P) (Figura 29B). A serapilheira das parcelas controle apresentou maior perda de massa de P (45,1%), seguido da serapilheira das parcelas do tratamento P (35,6%) e N e NP, que apresentaram a menor perda de massa (ambos 18,7%). A serapilheira das parcelas dos tratamentos N e NP apresentou maior imobilização de P entre os tratamentos (Tabela 6).

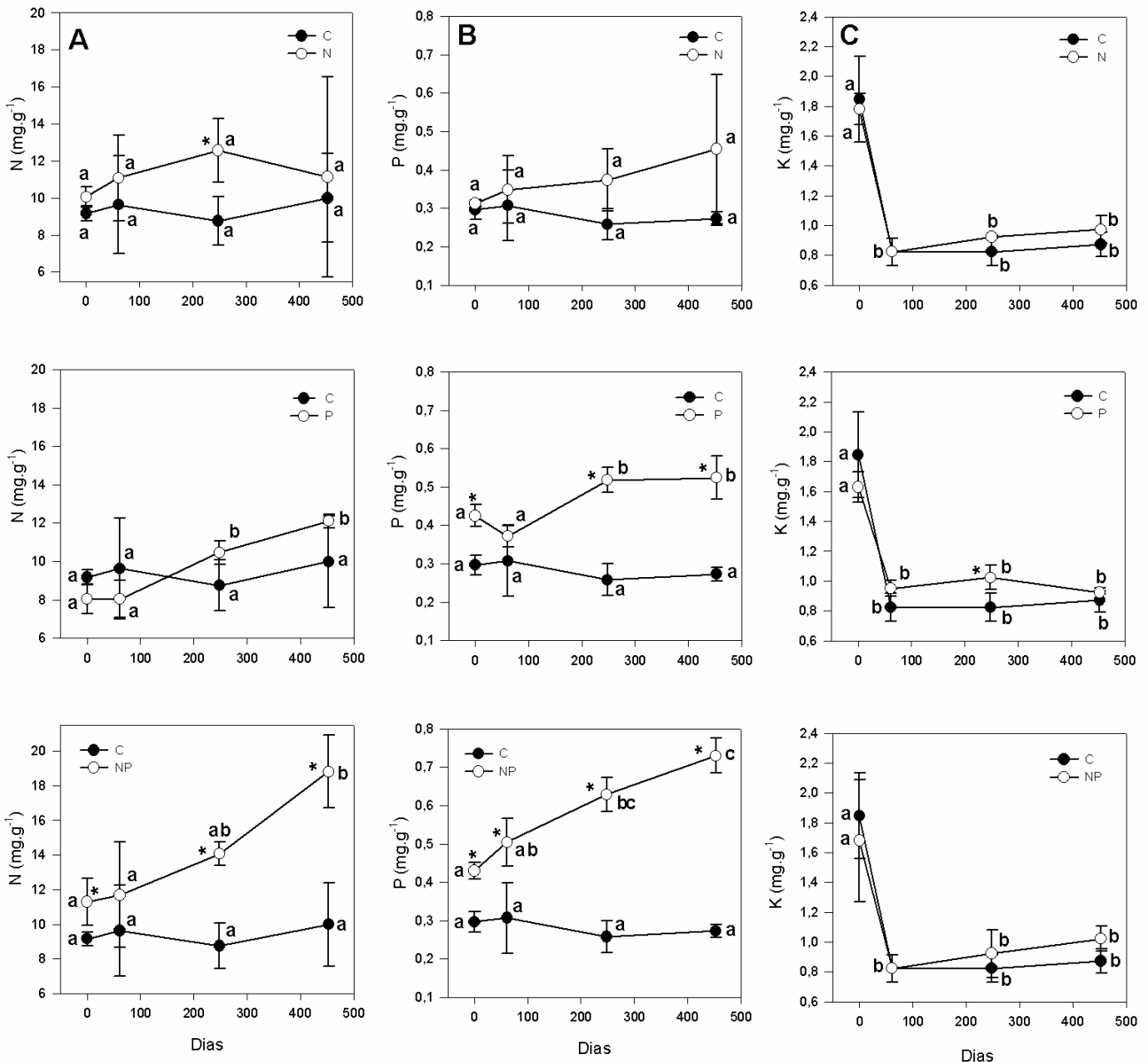
O nutriente K apresentou diminuição acentuada na concentração durante o processo inicial de decomposição avaliado, o que resultou em diminuição significativa da concentração de K na serapilheira das parcelas de todos os tratamentos. Somente na serapilheira das parcelas do tratamento P (tempo 4 - 248 dias) foram observadas maiores concentrações de K em relação ao observado nas parcelas controle (Figura 29C). A concentração de K na serapilheira no tempo final de incubação foi menor nos tratamentos controle (52%), N (45%), P (43%) e NP (39%) em relação à concentração existente no processo inicial de decomposição (tempo 0). Este fato refletiu em elevada perda de massa de K na serapilheira das parcelas de todos os tratamentos (Figura 31). No final do processo de incubação (453 dias), a serapilheira das parcelas do tratamento controle apresentou 71% de perda de massa. Esta perda de massa foi de 69% nas parcelas do tratamento N, e 70% nas parcelas dos tratamentos P e NP. A maior disponibilidade de K foi observada na serapilheira das parcelas do tratamento NP, e junto com Mg, foi o nutriente mais disponibilizado na serapilheira das parcelas dos tratamentos controle, N e P (Tabela 6).

A concentração de Ca não apresentou modificações significativas ao longo do processo de decomposição da serapilheira em nenhum dos tratamentos. Entretanto, a serapilheira das parcelas do tratamento P apresentou maiores concentrações de Ca em relação ao observado nas parcelas controle ao longo de todo o processo (com exceção do tempo 0), e na serapilheira das parcelas do tratamento NP, este padrão só ocorreu no tempo final do processo. Somente a serapilheira das parcelas controle apresentou tendência de redução (38%) na concentração ao longo do tempo (Figura 30A), o que resultou na maior perda de massa (63%) entre os tratamentos. A menor perda de massa de Ca foi observada na serapilheira das parcelas do tratamento P (31%), seguido dos tratamentos NP (42%) e N (43%) (Figura 31, Tabela 6).

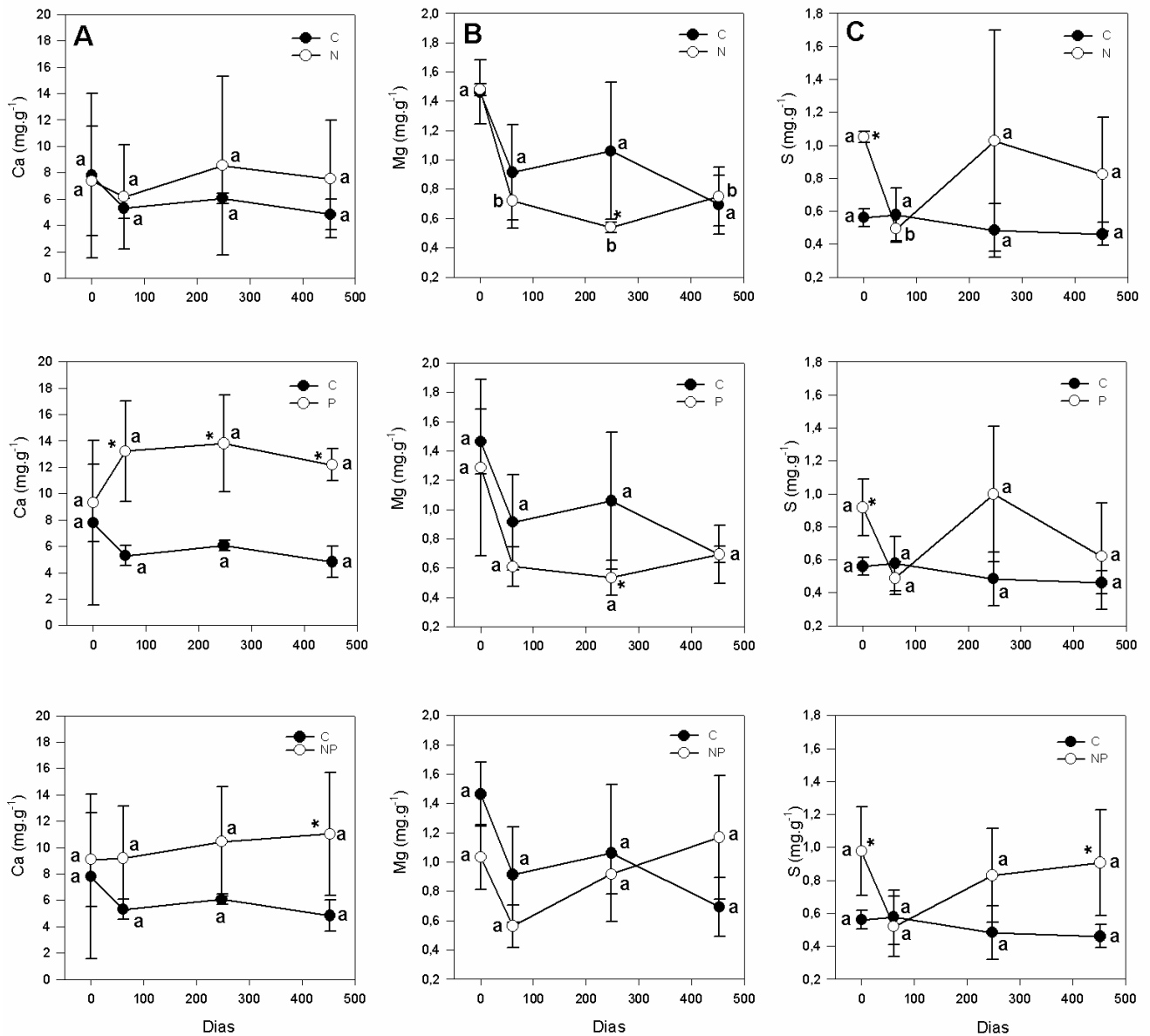
Somente o tratamento N apresentou alteração significativa na concentração de Mg ao longo do processo de incubação, sendo que os tratamentos N e P apresentaram menores concentrações de Mg em relação ao tratamento controle no tempo 4 (248 dias) (Figura 31B). No tratamento NP, a concentração de Mg foi 13% superior no tempo final em relação ao inicial, por outro lado, nos tratamentos controle, N e P, as concentrações no tempo final foram 52%, 49% e 46% menores em relação às observadas no tempo inicial (Figura 30B). Isto gerou menor disponibilização de Mg no tratamento NP em relação aos demais (Figura 31).

Somente a serapilheira das parcelas do tratamento N apresentou alteração significativa na concentração de S ao longo do processo (Figura 30C). A serapilheira de todos os tratamentos apresentou menores concentrações de S (18% controle, 21% N, 32% P e 7% NP) no final do

processo de incubação, sendo que a concentração de S foi maior na serapilheira de todos os tratamentos em relação ao observado na serapilheira das parcelas controle no início do processo (tempo 0), e no final do processo (tempo 7- 453 dias) no tratamento NP (Figura 30C). A serapilheira das parcelas controle perdeu massa de S continuamente ao longo do tempo, porém, com menor intensidade que a perda observada na serapilheira das parcelas fertilizadas. A maior perda de massa de S na serapilheira foi observada nas parcelas do tratamento P (64,7%), enquanto que a menor perda de massa foi observada nas parcelas controle (51%). A perda de S foi de 56,2% na serapilheira das parcelas do tratamento N e de 55,6% na serapilheira das parcelas do tratamento NP (Figura 31).



**Figura 29.** Variação na concentração dos nutrientes N (A), P (B) e K (C) ao longo do processo de incubação nos tempo 0 (outubro/06), tempo 1 (dezembro/06, 61 dias), tempo 4 (junho/07 – 248 dias) e tempo 7 (janeiro/07 – 453 dias) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras indicam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas de concentração com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). Letras diferentes indicam diferenças na concentração ao longo do processo de incubação da serapilheira (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).

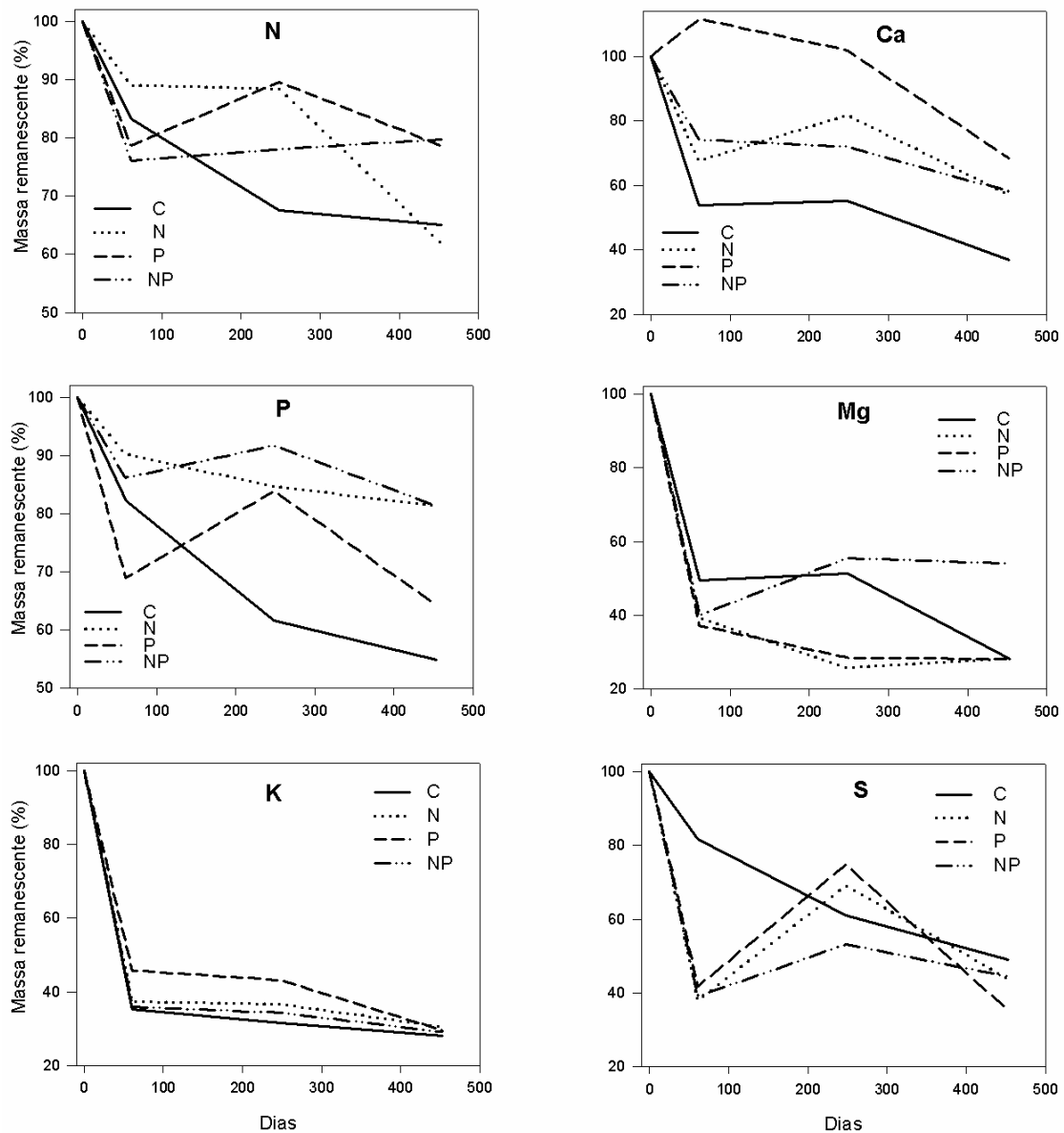


**Figura 30.** Variação na concentração dos nutrientes Ca (A), Mg (B) e S (C) ao longo do processo de incubação nos tempos 0 (outubro/06), tempo 1 (dezembro/06, 61 dias), tempo 4 (junho/07 – 248 dias) e tempo 7 (janeiro/07 – 453 dias) em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização. Barras indicam o desvio padrão da média. \* indica diferenças significativas de concentração com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ). Letras diferentes indicam diferenças na concentração ao longo do processo de incubação da serapilheira (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).



**Tabela 6.** Estimativa da perda de massa percentual dos nutrientes no final do processo de decomposição para cada tratamento em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.

	N	P	K	Ca	Mg	S
Controle	35,0	45,1	71,8	63,0	71,7	51,0
N	38,1	18,7	69,5	43,1	71,7	56,2
P	21,4	35,6	70,4	31,7	71,9	64,7
NP	20,3	18,7	70,9	41,9	46,0	55,6



**Figura 31.** Estimativas das perdas percentuais de massa de nutrientes considerando a média da concentração e a média da perda de massa de serapilheira foliar ao longo do processo de incubação em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.

## 4. Discussão

Os resultados deste estudo demonstram que o aumento na disponibilidade de nutrientes altera a produção e a decomposição de serapilheira, influenciando em maior intensidade a composição química da serapilheira foliar, a eficiência no uso dos nutrientes e os padrões de imobilização e disponibilização de nutrientes na serapilheira durante a decomposição. A adição conjunta de N e P exerceu maior influência que a adição isolada dos elementos nos processos ecológicos analisados, sugerindo co-limitação. Devido a correlação significativa entre o suprimento e a demanda destes nutrientes, a natureza e intensidade da limitação (por N ou por P) podem ser alteradas com o fornecimento isolado dos mesmos. Sendo assim, a adição de um nutriente pode aumentar a limitação pelo outro, enquanto que a mitigação da limitação por ambos através da adição conjunta dos nutrientes produz efeitos sinérgicos na produção primária, como sugerido por Elser et al (2007) e Davidson e Howarth (2007).

### 4.1. Produção de serapilheira

Durante o primeiro ano de recuperação pós-fogo (entre junho de 2006 e maio de 2007), a adição de P diminuiu em 39% a produção de serapilheira foliar em relação à produção observada no tratamento controle, sendo que a produção de serapilheira total neste período foi de 1102,5 kg.ha<sup>-1</sup> no tratamento controle, e variou de 662 kg.ha<sup>-1</sup> no tratamento P a 2844 kg.ha<sup>-1</sup> no tratamento NP.

Estes valores foram maiores que o observado em áreas de cerrado sentido restrito submetidas a queimadas regulares (a cada dois anos). Silva (2004) e Nardoto et al (2006) observaram, respectivamente, produção de 593 kg.ha<sup>-1</sup> e 422 kg.ha<sup>-1</sup> de serapilheira em áreas de cerrado sentido restrito submetida a queimadas prescritas bianuais. Nardoto et al (2006) constatou que a produção no primeiro ano de recuperação pós-fogo foi de 341 kg.ha<sup>-1</sup>, o que equivale a 51,5 % da menor produção observada neste trabalho. A produção média de serapilheira total (2290 kg.ha<sup>-1</sup>) durante dois anos em um cerrado protegido contra a ação do fogo por mais de 30 anos (área utilizada como tratamento controle por Nardoto et al, 2006) foi menor que a produção de serapilheira total nas parcelas do tratamento NP, o que indica que a adição de NP tem efeito positivo na produção primária líquida em áreas de cerrado sentido restrito.

A menor produção de serapilheira foliar nas parcelas do tratamento P durante o primeiro período pós-fogo pode ser devido a uma possível limitação por N, pois as parcelas deste tratamento não receberam adição de N, enquanto que a adição de P foi contínua e periódica. Sendo assim, qualquer tipo de perda de N nas parcelas do tratamento P pode potencializar a co-limitação por N.

Imediatamente após o fogo, a co-limitação por N pode ter sido intensificada pela maior perda de N em relação a P devido a sua menor temperatura de volatilização (Pivello e Coutinho, 1992). Integrado às perdas de N para a atmosfera, as alterações durante e depois de queimadas de baixas intensidades transformam as formas orgânicas de N em formas inorgânicas. Enquanto o amônio é um produto direto da queima de biomassa, o nitrato requer nitrificação. Considerando que a vegetação compete com os organismos nitrificadores pelo  $\text{NH}_4^+$ , a destruição da vegetação associada à combustão de terpenos e fenóis do solo, incrementam a abundância de nitrificadores. Com a redução da aquisição pelas plantas após a queimada, o nitrato excedente é perdido do ecossistema, tanto por denitrificação quanto por lixiviação (Knicker, 2007). Estas perdas de N podem afetar a produtividade primária das plantas e em consequência, a produção de serapilheira

Um efeito contrário ao relatado para a adição de P foi observado quando os nutrientes N e P foram adicionados simultaneamente. No primeiro ano de recuperação pós-fogo, a adição conjunta dos nutrientes propiciou aumento de 42% na produção de serapilheira foliar em relação ao controle. Estes resultados sugerem que a produção primária líquida do cerrado é co-limitada por N e P, e que o aumento na disponibilidade dos mesmos resulta em uma resposta mais intensa de produção após o fogo. A co-limitação de N e P é uma situação comum em ecossistemas terrestres e é amplamente discutida no trabalho de Elser et al (2007).

Nos tratamentos com adição de N e Ca não foi verificada diferença na produção de serapilheira (total, foliar e miscelânea) em relação à produção nas parcelas controle. Outros autores também verificaram ausência de respostas à fertilização na produção de serapilheira. Fisk e Fahey (2001), trabalhando em uma floresta temperada no norte dos Estados Unidos, constataram que a fertilização com N, P, K, Ca, Mg e macronutrientes não afetou a produção de serapilheira entre as parcelas fertilizadas e as parcelas controle, porém o fluxo de N e P foi aumentado, principalmente devido a maior concentração destes nutrientes na serapilheira. Kaspari et al (2008) também não encontraram diferença significativa na produção de serapilheira em uma floresta tropical primária no Panamá submetida à fertilização fatorial com N, P e K. Os autores constataram, no entanto, um aumento no investimento em estruturas reprodutivas, representado pela maior fração de flores e frutos na serapilheira das parcelas fertilizadas com N.

Já no segundo ano de recuperação pós-fogo, a produção de serapilheira foliar no tratamento NP diminuiu em 28% em relação ao primeiro ano pós-fogo. Por outro lado, a produção de serapilheira foliar nas parcelas do tratamento P aumentou 70% em relação à produção do primeiro ano, enquanto que este aumento foi de 36% no tratamento controle e 28% nas parcelas do tratamento Ca. Mesmo com significativo aumento da produção de serapilheira foliar no segundo ano pós-fogo, as parcelas do tratamento P não apresentaram diferenças significativas em relação à produção de serapilheira foliar observada nas parcelas controle. A alta resiliência do cerrado em relação aos efeitos da queimada no ciclo biogeoquímico de N (Coutinho, 1979; Batmanian e Haridasan, 1985; Pivello e Coutinho, 1992; Resende, 2001) pode ter contribuído para a atenuação do efeito da

limitação instantânea por N. Silva (2008) constatou que a deposição atmosférica anual de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$  em áreas da cerrado nativo é 2,6 vezes maior do que a deposição anual de  $\text{PO}_4^-$ , sendo que e o fluxo de N que chega ao solo através da deposição atmosférica, do lixiviado do dossel e da serapilheira é de  $9,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  contra  $0,03 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  para P (Resende, 2001).

Além das diferenças na produção de serapilheira foliar nas parcelas dos tratamentos P e NP no período pós-fogo, um aumento considerável na produção de serapilheira fração miscelânea, composta principalmente de pequenos galhos, foi observada nestes tratamentos. Nas parcelas com adição de P, houve aumento de 66% na produção de miscelânea durante o segundo ano de recuperação pós-fogo, sendo que e a adição conjunta de N e P quadruplicou a produção de miscelânea durante o primeiro ano pós-fogo. No segundo ano, a produção de miscelânea continuou apresentando incremento significativo nas parcelas do tratamento NP em relação às parcelas controle, porém, este aumento diminui para 2,7 vezes.

O aumento nas taxas de crescimento diamétrico das espécies dominantes nos tratamentos P e NP (Bucci, 2001; Simpson Júnior, 2002; Saraceno, 2006) aliado a possíveis mudanças no investimento de fotossintatos para produção de material lenhoso, podem estar alterando a arquitetura aérea das árvores devido a maior produção de pequenos galhos. Isto possivelmente influenciou no aumento da produção de miscelânea pós-fogo nas parcelas dos tratamentos P e NP, pois o material vegetal que compôs a fração miscelânea era predominantemente composto de cascas de caules e pequenos galhos com combustão incompleta.

Este tipo de material vegetal foi continuamente depositado nos coletores das parcelas do tratamento NP ao longo de todo o período pós-fogo, sendo que esta deposição aumentou somente no segundo ano pós-fogo no tratamento P. Antes da queimada, a fração miscelânea compunha, respectivamente, 13,4% e 22,4% da serapilheira total nos tratamentos P e NP. Estes valores aumentaram para 69,1% no tratamento NP (no primeiro ano de recuperação), e para 55,4% no tratamento P no segundo ano de recuperação pós-fogo. Entretanto, somente no tratamento NP a produção de miscelânea diferiu significativamente entre anos, sendo que a maior produção ocorreu no primeiro ano de recuperação.

As alterações ocorridas na produção de serapilheira foliar e miscelânea nos tratamentos P e NP no período pós-fogo acarretaram uma produção de serapilheira foliar 26% menor no tratamento P em relação ao controle durante os 32 meses de análise. Houve aumento de 42% na produção de serapilheira foliar e a produção de serapilheira miscelânea foi triplicada nas parcelas do tratamento NP no período pós-fogo, o que refletiu em um aumento de 46% na produção de serapilheira total nas parcelas do tratamento NP em relação às parcelas controle nos 32 meses de análise.

Esta alteração na proporção dos componentes da serapilheira nas parcelas dos tratamentos P e NP pode ser explicada devido ao aumento na disponibilidade de P, que pode ter acarretado uma menor alocação de recursos em biomassa de raízes (Wu et al, 2004) e um aumento na concentração de citocininas, que estimula o crescimento lenhoso (caule e galhos) (Gan e Amasino, 1997). Aliado a

isto, pode ter ocorrido um maior armazenamento de P no caule, integrado ao aumento de nucleotídeos, carboidratos e fosfolipídios, que potencializa o crescimento lenhoso em diâmetro, com aumento no crescimento de ramos e maior produção de pequenos galhos. Além disso, a fitotoxicidade causada por altas concentrações de P foliar também estimula a translocação do elemento para outras regiões de crescimento que não as folhas (Lambers et al, 2008). A adição de N também pode ter contribuído para o incremento da produção de serapilheira miscelânea quando aplicado junto com P, pois um maior crescimento de ramos após a adubação com N já foi constatado por Howard et al (1980) na espécie *Quercus undulata* crescendo sob solos com deficiência nutricional de N no Novo México (EUA).

Outros experimentos anteriores de produção de serapilheira realizados na mesma área não tinham até então relatado diferença na produção de serapilheira entre as parcelas dos tratamentos de fertilização e as parcelas controle (Simpson Júnior, 2002; Kozovits et al, 2007). Os resultados deste trabalho demonstram que as respostas da fertilização na produção de serapilheira parecem ser em médio prazo e são altamente influenciadas por distúrbios como o fogo. A adição simultânea de N e P potencializou as diferenças na produção de serapilheira com o tratamento controle devido ao efeito sinérgico destes nutrientes.

O efeito sinérgico da adição simultânea de N e P na produção de serapilheira também foi constatado por Campo e Vasquez-Yanes (2004) trabalhando em duas florestas secundárias estacionais decíduais em diferentes estágios de regeneração no México. Os autores verificaram que a adição de N, P e N+P durante três anos consecutivos dobrou a taxa de crescimento diamétrico de caules em ambas as florestas com a adição de P e NP, sendo que a adição de N aumentou em 60% esta taxa. Ainda nesse estudo, durante os dois primeiros anos a produção de serapilheira não foi afetada pelos tratamentos de fertilização, sendo que a produção de serapilheira aumentou no terceiro ano de fertilização no tratamento NP nas duas florestas. Os autores concluem que possa existir uma interação entre a limitação por N e por P durante o processo de recuperação, tanto no estágio primário quanto secundário de sucessão, e que a remoção da limitação nutricional facilitou a sucessão secundária.

Entretanto, os efeitos da fertilização com N e P na produção de serapilheira são variáveis. O'Connell e Mendham (2004) constataram que a aplicação de P tem menor efeito que a aplicação de N, e que a adição conjunta dos nutrientes não teve efeito sinérgico na produção de serapilheira em uma floresta de eucaliptos no oeste da Austrália. Os autores constataram um aumento de 30% na produção de serapilheira no primeiro e segundo ano após a aplicação de N, sendo que a aplicação de P só elevou a produção de serapilheira no segundo ano de observação. Contudo, em uma floresta Havaiana, Giardina et al (2003) verificaram que a adição de simultânea de NPK aumentou em 57% a produção de serapilheira.

Por outro lado, a resiliência do ecossistema parece ser potencializada na presença de maior disponibilidade de nutrientes no solo. Analisando a recuperação da produção primária, utilizando

como parâmetro a porcentagem de produção de serapilheira total, foliar e a proporção de miscelânea nos períodos pós-fogo em relação à produção no período pré-fogo, observa-se que o comportamento de recuperação da produção nas parcelas do tratamento Ca foi o que mais se assemelhou ao controle. Já os tratamentos N e NP apresentaram uma tendência de maior recuperação na produção de folhas que o observado no tratamento controle. Isto pode ser verificado pelo percentual de recuperação no tratamento N (> 60%) nos dois anos pós-fogo e na recuperação de 52% na produção de serapilheira foliar no primeiro ano pós-fogo no tratamento NP em relação à produção do período pré-fogo.

Com exceção dos tratamentos N (durante todo o período pós-fogo) e controle (no segundo ano pós-fogo), todos os tratamentos aumentaram a produção de miscelânea em relação ao período pré-fogo, porém, o percentual de produção média de miscelânea no período pós-fogo em relação ao período pré-fogo nas parcelas dos tratamentos P e NP excedeu a dos demais tratamentos. Estes padrões demonstram que a adição de N estimula a produção de serapilheira foliar e a adição de P propicia aumento da produção de serapilheira total devido ao estímulo da deposição de uma serapilheira preferencialmente lenhosa. A adição conjunta dos nutrientes propicia maior recuperação da produção de serapilheira total, tanto pelo incremento na produção de folhas quanto de material lenhoso. Analisando o percentual de recuperação média da produção de serapilheira total durante o período pós-fogo, nota-se que todos os tratamentos de fertilização apresentaram maior tendência de recuperação que o tratamento controle, indicando haver uma maior resiliência na produção de serapilheira (tabela 7).

**Tabela 7.** Percentual de produção da serapilheira foliar, miscelânea e total no primeiro e segundo ano pós-fogo e produção média do período pós-fogo em relação à produção observada no período pré-fogo para cada tratamento, em um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização.

	Folhas			Miscelânea			Total		
	1º ano	2º ano	média	1º ano	2º ano	média	1º ano	2º ano	média
Controle	33,1	45,2	39,2	159,9	79,1	119,5	52,0	50,7	51,3
Ca	37,5	48,0	42,8	119,4	169,0	144,2	48,6	64,9	56,8
N	<b>60,1</b>	<b>66,9</b>	<b>63,5</b>	77,5	65,5	71,5	65,4	67,3	<b>66,3</b>
P	26,0	44,1	35,0	131,5	<b>369,2</b>	<b>250,3</b>	41,7	<b>90,1</b>	<b>65,9</b>
NP	<b>52,0</b>	37,6	44,8	<b>413,2</b>	139,3	<b>276,3</b>	<b>133,9</b>	61,9	<b>97,9</b>

#### 4.2. Concentração, fluxo e eficiência no uso de nutrientes (EUN)

Os resultados indicam que o aumento nas concentrações de P no solo das parcelas P e NP e o aumento na concentração de Ca no solo das parcelas Ca podem estar associados à elevação na concentração destes nutrientes na serapilheira. Devido à alta quantidade de Ca na composição do adubo fosfatado utilizado neste experimento, o aumento na concentração de Ca no solo das parcelas

do tratamento P levou ao aumento na concentração de Ca na serapilheira deste tratamento. Mesmo que o aumento na concentração de Ca no solo das parcelas NP não tenha propiciado diferenças significativas em relação ao controle, houve aumento na concentração de Ca na serapilheira das parcelas NP. Este aumento na concentração de Ca associado à elevada produção de serapilheira foliar durante o primeiro período pós-fogo aumentou significativamente o fluxo de Ca no tratamento NP em relação ao controle.

Observa-se um padrão geral de aumento da concentração e fluxo de S na serapilheira das parcelas fertilizadas em relação às parcelas controle, o que gerou diminuição significativa na eficiência no uso de S em relação ao controle em todos os tratamentos de fertilização nos dois períodos pós-fogo. Esta resposta generalizada na dinâmica de S nas parcelas fertilizadas, o aumento da concentração de Ca e P na serapilheira das parcelas P e NP, aliada ao aumento do fluxo de Ca nas parcelas NP demonstram que o ecossistema tem a capacidade de incorporar o suprimento adicional destes nutrientes dentro dos componentes da ciclagem biogeoquímica, o que influencia na dinâmica destes nutrientes na área estudada.

Além do aumento na concentração de P, Ca e S, a fertilização continuada pode estar causando efeitos colaterais na concentração de outros nutrientes devido a um desequilíbrio na estequiometria original de nutrientes nas relações entre solo, planta e serapilheira. O aumento nas concentrações de Ca e Mg no solo das parcelas do tratamento Ca foi associado à diminuição da concentração de K do solo (ver capítulo I da presente tese). Isto pode ser observado pela menor concentração de K na serapilheira das parcelas do tratamento Ca nos dois períodos pós-fogo. A elevação da concentração de Ca no solo das parcelas Ca e NP também pode ter contribuído para a menor concentração de Mg nas parcelas destes tratamentos em relação ao observado nas parcelas controle no segundo período pós-fogo. Como os nutrientes K e Mg são retidos com menor força nos sítios de troca, a alta concentração de Ca na solução do solo provoca o deslocamento dos outros cátions (como K e Mg) destes sítios, substituindo-os (Marschner, 1995; Epstein e Bloom, 2006). A associação entre a menor concentração de Mg no segundo período pós-fogo em relação ao período anterior e a diminuição na produção de serapilheira foliar causou menor fluxo de Mg no tratamento NP em relação ao controle.

Por outro lado, no tratamento NP a concentração e o fluxo de Ca foram maiores em relação ao controle no primeiro período, mas diminuíram significativamente no período subsequente, o que levou a uma menor concentração de Ca que a observada nas parcelas controle. Este comportamento de diminuição na concentração de Ca, Mg e K na serapilheira das parcelas fertilizadas em relação ao controle não foi observado durante as primeiras fertilizações da área (Garofalo, 2001), nem em outro experimento de fertilização em uma área de cerrado sentido restrito do DF, mesmo que as concentrações de Ca e P tenham sido significativamente aumentadas na serapilheira das parcelas com adição de calcário e superfosfato simples (Silva, 2001).

Em plantas cultivadas, o aumento na concentração de Ca causa efeitos antagônicos na absorção de K, sendo que altas concentrações de Mg diminuem a absorção de Ca e K. Considerando que a absorção de Mg é dependente das concentrações de K, existe uma relação íntima entre as concentrações destes cátions. Desbalanços devido à elevação ou diminuição na concentração destes elementos no solo pode acarretar em menor absorção de um destes nutrientes pelas plantas cultivadas (Bull et al, 1998; Oliveira et al, 2001). A diminuição na concentração de Ca na serapilheira em relação ao controle no segundo período pós-fogo nos tratamentos Ca e NP também podem estar associadas a um possível aumento do requerimento deste nutriente em relação ao período anterior, sendo utilizado em outras rotas metabólicas, com menor armazenamento nas folhas.

A concentração de N é normalmente mais alta que a concentração de Ca na serapilheira produzida em áreas de cerrado sentido restrito (Peres et al, 1983; Resende, 2001; Nardoto et al, 2006; Paiva, 2008). Entretanto, foram observadas maiores concentrações de Ca em relação a N na serapilheira de todos os tratamentos (com exceção do NP) no segundo período pós-fogo. Isto pode ser devido a um possível aumento nas taxas de retranslocação de N durante o processo de recuperação da vegetação no período pós-fogo. Segundo Batmanian e Haridasan (1985), a concentração de todos os nutrientes da biomassa aérea da camada herbácea de um cerrado sentido restrito aumentou no primeiro ano pós-fogo. O aumento temporário de nutrientes após a queimada pode aumentar a concentração de nutrientes nas folhas, aumentando a eficiência de retranslocação de N. Considerando que as plantas não possuem a capacidade de retranslocar Ca, pode ocorrer acúmulo de Ca na serapilheira. Nardoto et al (2006) verificaram maior retranslocação de N em duas espécies lenhosas situadas em áreas queimadas em relação a situadas áreas não queimadas, entretanto, sete espécies não apresentaram diferenças na retranslocação de N e uma espécie diminuiu a retranslocação, o que evidencia que esta resposta é espécie específica.

Comparando a concentração de nutrientes na serapilheira das parcelas fertilizadas deste estudo com à concentração de nutrientes constatada após duas adubações na mesma área (Garofalo, 2001), nota-se que a concentração de todos os nutrientes nas parcelas fertilizadas estão apresentando uma tendência de aumento com o tempo, indicando que a fertilização periódica propicia maior acúmulo de nutrientes nos tecidos. A autora constatou que as maiores concentrações de nutrientes na serapilheira foram encontradas durante a estação chuvosa, época não mensurada no presente trabalho. Devido à baixa produção de serapilheira no primeiro período pós-fogo, os fluxos de nutrientes foram menores que o observado por Garofalo (2001), contudo, estes fluxos foram semelhantes ao observado pela autora no segundo período pós-fogo.

Com exceção do nutriente S, o fluxo dos nutrientes apresentou alta variação dentro dos tratamentos entre os períodos pós-fogo. A serapilheira produzida durante o primeiro período pós-fogo apresentou uma tendência de possuir melhor qualidade nutricional, porém, devido a maior produção de serapilheira, os fluxos foram significativamente maiores no segundo período pós-fogo. Apesar do tratamento NP ter apresentado maior fluxo de Ca no primeiro período pós-fogo e menor



fluxo de Mg no segundo período pós-fogo em relação ao controle, o fluxo de nutrientes no tratamento NP não diferiu significativamente entre os períodos pós-fogo. Isto pode ser devido ao fato de que somente no tratamento NP observou-se redução na produção de folhas no segundo período pós-fogo. Segundo Cuevas e Lugo (1998), o retorno de nutrientes é regulado pela combinação de elevada massa foliar e intermediária ou baixa concentração de nutrientes, ou baixa massa e elevada concentração de nutrientes. Isto pode explicar o padrão inverso entre concentração de nutrientes e produção de serapilheira observado nas parcelas fertilizadas.

De um modo geral, o aumento na concentração de um nutriente na serapilheira propiciou menor valor de EUN para este nutriente, enquanto que a diminuição na concentração de um determinado nutriente propiciou aumento na eficiência do seu uso. Houve diminuição na EUN para S em todos os tratamentos de fertilização, para Ca nos tratamentos P e NP, e para P nos tratamentos N e NP em relação a EUN observada no tratamento controle. Por outro lado, houve aumento na EUN para Mg nos tratamentos Ca e NP e para K no tratamento Ca em relação ao observado nas parcelas controle. Estas alterações na EUN das parcelas fertilizadas em relação às parcelas controle resultam das diferenças observadas na concentração destes nutrientes na serapilheira entre as parcelas controle e fertilizadas. Além das alterações da EUN entre os tratamentos de fertilização e o controle, a relativa diminuição na concentração dos nutrientes e o aumento da massa de serapilheira produzida durante o segundo período pós-fogo aumentou a EUN dentro dos tratamentos em resposta a maior limitação por alguns nutrientes em relação ao período anterior.

No segundo período pós-fogo, houve diminuição nas concentrações de Ca e Mg na serapilheira das parcelas NP, de P na serapilheira das parcelas N, e de Mg na serapilheira das parcelas do tratamento Ca, o que levou ao aumento da EUN para estes nutrientes. Porém, mesmo que as concentrações de N e P no tratamento Ca e a concentração K no tratamento N não tenham diferido entre os períodos pós-fogo, a EUN destes elementos foi aumentada no segundo período pós-fogo.

No cerrado, o suprimento de P é mais dependente das taxas de retranslocação, enquanto que o suprimento de N depende mais da ciclagem biogeoquímica (Bustamante et al, 2004). Kozovits et al (2007) constataram maior eficiência na retranslocação de P em relação a N em folhas senescentes de cinco espécies dominantes desta mesma área no início das fertilizações. Nardoto et al (2006), trabalhando em áreas de cerrado sentido restrito queimadas a não queimadas, também verificaram que a eficiência na retranslocação de P foi maior que a de N em ambas as áreas. Entretanto, quando comparamos a concentração média de N e P nas folhas maduras de seis espécies dominantes da comunidade com a concentração média destes nutrientes na serapilheira dentro dos tratamentos, nota-se que a adição de P diminui as taxas de retranslocação de P em relação ao controle, porém, quando o P é aplicado junto ao N, esta taxa é aumentada (Tabela 8). Isto indica que a estequiometria entre N e P é um fator determinante nas taxas de retranslocação de P, pois as plantas do cerrado aumentam a retranslocação de P quando este elemento é fornecido juntamente com N, e o contrário acontece quando o elemento é adicionado individualmente.

**Tabela 8.** Estimativa da eficiência de retranslocação de N e P (%) calculada a partir da concentração média de N e P nas folhas maduras de seis espécies dominantes na área e da concentração média destes elementos da serapilheira foliar dos coletores de “litterfall”.

	Controle	N	P	NP
N (%)	30,7	35,9	27,0	29,4
P (%)	29,5	43,7	12,2	43,7

Uma baixa eficiência no uso de nutrientes indica uma ciclagem mais associada ao ciclo biogeoquímico com impactos positivos sobre a fertilidade do solo, enquanto que uma alta eficiência indica uma maior translocação para a biomassa viva, ou seja, quanto maior a EUN maior a deficiência pelo nutriente. Normalmente, florestas tropicais úmidas apresentam menor EUN para N que áreas de cerrado sentido restrito, entretanto os valores de EUN para P são similares, o que evidencia que o cerrado tem maior limitação por N, enquanto que a limitação por P é alta nos dois ecossistemas (Bustamante et al, 2004).

Os efeitos da fertilização na EUN parecem ser diferenciados entre ecossistemas e são dependentes das respostas individuais das plantas ao aumento na disponibilidade de nutrientes. Silva et al (2006) estudando três espécies pioneiras em uma floresta secundária na Amazônia constataram que a calagem e a adubação aumentaram a EUN para a maioria dos nutrientes nas três espécies estudadas. Os autores atribuem o aumento na eficiência do uso de nutrientes ao aumento das taxas fotossintéticas das plantas sob solos com maior disponibilidade de nutrientes. No entanto, trabalhando na mesma área do presente trabalho, Saraceno (2006) verificou que mesmo com aumento das concentrações de N e P nas folhas de indivíduos lenhosos das parcelas fertilizadas, não houve aumento da eficiência de carboxilação nem da capacidade fotossintética máxima de quatro espécies dominantes na área do experimento de fertilização. A eficiência na carboxilação diminuiu significativamente no tratamento P, além disso, a fertilização também diminuiu a eficiência fotossintética instantânea no uso de nutrientes, sendo que a diminuição na eficiência no uso de P foi quase o dobro da diminuição no uso de N. A autora infere que pode estar ocorrendo um consumo luxurioso de nutrientes por parte das espécies lenhosas devido ao aumento das concentrações acima dos níveis funcionais.

Comparando EUN média dos dois períodos pós-fogo com a EUN de dois cerrados sentido restrito (um submetido a queimadas prescritas bianuais e um protegido do fogo) (Nardoto et al, 2006) e com a EUN de uma mata de galeria em três posições de um gradiente de umidade (parte seca, intermediária e úmida) (Parron, 2004) (Tabela 9), nota-se que a EUN para todos os nutrientes têm tendência de serem maiores em formações savânicas. Entretanto, dependendo do tratamento, os valores de EUN nas parcelas fertilizadas foram menores que os valores observados na mata de galeria.

Entre os tratamentos de fertilização, os tratamentos P e NP apresentaram menor EUN média para N, P, Ca e S, enquanto que o tratamento controle apresentou menor EUN média para K e Mg. Com relação a EUN para N, o tratamento controle foi menos eficiente que as matas de galeria nas partes seca e úmida e apresentou maior eficiência que a mata de galeria intermediária. No entanto, os tratamentos de fertilização foram menos eficientes no uso de N que as matas de galeria. A menor EUN para N entre os tratamentos de fertilização ocorreu no tratamento NP, valor semelhante ao encontrado para um cerrado sentido restrito em Minas Gerais sob solos mesotróficos com alto teor de matéria orgânica (Wilcke e Lilienfein, 2002) e bem maior do que o encontrado por Cuevas (2001) em uma floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia.

Já em relação a EUN para P, as parcelas do tratamento controle apresentaram maior eficiência no uso de P que as formações de mata de galeria e que a área de cerrado sentido restrito queimada. Entretanto, as parcelas dos tratamentos de fertilização foram menos eficientes no uso de P que as matas de galeria nas partes seca e úmida. A EUN para P nas parcelas do tratamento NP foi semelhante a EUN para P na mata de galeria intermediária, que foi a área com menor eficiência no uso de P.

A EUN para K nas parcelas do tratamento Ca foi maior em relação aos demais tratamentos, com valores de EUN semelhantes ao observado para a mata de galeria na parte úmida. Nas parcelas dos tratamentos N, P e NP, a EUN para K foi inferior ao observado nas matas de galeria intermediária e úmida, e maior que o observado para a mata de galeria na parte seca.

O cerrado sentido restrito não queimado e a mata de galeria úmida foram mais eficientes no uso de Ca que os tratamentos de fertilização, sendo que um padrão oposto foi encontrado na EUN para Mg. Os tratamentos de fertilização propiciaram valores de EUN para Mg próximos ao observado para formações savânicas, enquanto que o tratamento controle apresentou valor semelhante ao encontrado para formações de mata de galeria.

A EUN para S foi semelhante entre o tratamento controle e o cerrado sentido restrito protegido do fogo. O tratamento controle foi mais eficiente no uso de S que a área de cerrado sentido restrito queimado e que as formações de mata de galeria. Por outro lado, os tratamentos de fertilização foram menos eficientes na utilização de S que todas as outras fitofisionomias.

**Tabela 9.** Valor médio de EUN dos tratamentos de fertilização entre os períodos pós-fogo, valores de EUN registrados em áreas de cerrado sentido restrito queimado e protegido do fogo (Nardoto et al, 2006) e valores de EUN para uma mata de galeria em diferentes gradientes de umidade (Parron, 2004).

	N	P	K	Ca	Mg	S
Mata de galeria úmida	117	2957	482	237	444	1605
Mata de galeria intermediária	113	<b>2532</b>	413	184	397	1399
Mata de galeria seca	122	3205	<b>329</b>	172	<b>312</b>	1531
Cerrado sentido restrito não queimado	<b>136</b>	<b>4340</b>	<b>754</b>	<b>369</b>	<b>913</b>	<b>2840</b>
Cerrado sentido restrito queimado	128	3190	532	177	638	1595
Controle – cerrado sentido restrito	114	3254	358	118	497	2211
Tratamento Ca	108	2930	488	110	544	1102
Tratamento N	104	2793	359	116	544	1092
Tratamento P	103	2682	391	<b>90</b>	537	<b>978</b>
Tratamento NP	<b>97</b>	2576	379	107	617	1037

Diante do exposto, os tratamentos de fertilização propiciaram menor eficiência no uso de N, P, Ca e S que outros cerrados sentido restrito e que uma mata de galeria no DF. Dentre os tratamentos de fertilização, somente a eficiência no uso de Mg (em todos os tratamentos de fertilização) e K (no tratamento Ca) foi mais alta que o observado na mata de galeria, enquanto que a EUN no tratamento controle foi mais semelhante às formações savânicas para os nutrientes N, P e S. Paiva (2008) observou que existem diferenças significativas no conteúdo de nutrientes entre uma transição de mata de galeria e cerrado sentido restrito, sendo que a EUN apresenta um padrão de aumento ao longo da transição para a área de cerrado sentido restrito.

Os resultados deste trabalho indicam que os tratamentos N, P e NP podem aumentar as concentrações dos nutrientes P, Ca e S na serapilheira. Possíveis desequilíbrios na estequiometria original entre os cátions podem levar a diminuição dos nutrientes Ca, K e Mg. As concentrações e fluxos são variáveis entre o primeiro e segundo período pós-fogo, sendo que os fluxos são menos afetados pela fertilização, só sendo alterados para S, Ca e Mg. A EUN de um nutriente é geralmente diminuída com o aumento da concentração do elemento na serapilheira e pode influenciar na EUN de outros elementos. Esta mudança nas concentrações e fluxos da serapilheira mediante a fertilização tem impactos na biogeoquímica de ecossistemas de cerrado, pois grande parte dos nutrientes utilizados pelas plantas são oriundos da ciclagem entre solo-planta-serapilheira.

#### 4.3. Decomposição e concentração inicial de nutrientes da serapilheira foliar

A fertilização com P e NP aumentou as taxas de decomposição da serapilheira foliar, diminuindo significativamente o tempo de residência da serapilheira em relação ao observado nas parcelas controle. A adição de NP aumentou a concentração inicial de N, P e S na serapilheira,

enquanto que a adição de P aumentou as concentrações inicial de P e S em relação às concentrações observadas nas parcelas do tratamento controle.

De uma maneira geral, áreas de cerrado sentido restrito estão associadas a baixas taxas de decomposição (Peres et al, 1983; Resende, 2001). As taxas de decomposição de serapilheira no tratamento controle (587 dias) foram menores que a encontrada por Silva (1983) (405 dias) e maiores que as encontradas para áreas de cerrado sentido restrito por Peres (1983) e Resende (2001). O tempo de meia vida da serapilheira encontrado por estes autores, foi, respectivamente, 1480 e 951 dias. As taxas de decomposição do tratamento controle ( $k=0,42$ ) foram semelhantes às encontradas em uma mata de galeria de umidade intermediária ( $k=0,41$ ), enquanto que as taxas de decomposição nos tratamentos N ( $k=0,46$ ), P ( $k=0,52$ ) e NP ( $k=0,59$ ) foram maiores que o relatado por Parron (2004). Entretanto, estes valores são menores que em florestas ombrófila densas ( $k$  entre 0,68 e 0,95) (Scheer et al, 2008) e florestas estacionais semidecíduais em zona ripária ( $K=1,71$ ) (Vital et al, 2004). Em florestas de terra firme na Amazônia, os valores de  $k$  são mais altos, variando entre 0,6 e 2,6 (Luizão et al, 1998).

As taxas de decomposição descritas anteriormente demonstram que ocorre grande variação na decomposição de serapilheira devido à influência das características climáticas e edáficas da cada ambiente de estudo. A elevação na temperatura e na pluviosidade são fatores ambientais associados ao aumento nas taxas de decomposição. Isto pode ser observado pela acentuada perda de massa de serapilheira em todos os tratamentos entre os tempos T0 e T2 (outubro a fevereiro de 2007) e T6 e T7 (outubro a janeiro de 2008), que representam os meses chuvosos e com maiores temperaturas (Figura 1). A maior perda de massa ( $> 20\%$ ) ocorreu durante os dois meses iniciais de incubação em todos os tratamentos. A perda de massa inicial da serapilheira é elevada devido à rápida degradação de componentes mais solúveis, como carboidratos de baixo peso molecular.

Mesmo que as características ambientais exerçam grande controle nas taxas de decomposição em escala global, a concentração inicial de N, P, K, Ca e Mg na serapilheira têm correlação positiva com o aumento nas taxas de decomposição, sendo um importante determinante da decomposição em escala de ecossistema (Aerts, 1997; Zhang et al, 2008).

Sendo assim, as maiores concentrações iniciais de N, P e S na serapilheira das parcelas NP e as maiores concentrações iniciais de P e S na serapilheira das parcelas P podem ter influenciado no aumento das taxas de decomposição da serapilheira nestes tratamentos. Este aumento pode ser devido a trade-offs dos organismos decompositores entre o investimento de energia para a síntese de celulase e lignocelulase e para a aquisição de nutrientes. Se os nutrientes (principalmente N e P) estão mais disponíveis no material em decomposição, os organismos decompositores gastam menos energia para a aquisição destes nutrientes, investindo mais energia na síntese de enzimas que degradam celulose, hemicelulose e lignina (Weedon et al, 2009).

Em uma escala global, a adição de N não tem influência significativa na perda de massa de serapilheira quando comparado com os outros nutrientes (Knorr et al, 2005). Em escalas locais, a

adição de N pode suprimir a decomposição em uma floresta de coníferas e em uma floresta sempre verde de monção na China (Fang et al, 2007), aumentar a decomposição em uma floresta de coníferas no Colorado (EUA) (Hunt et al, 1988) ou não influenciar as taxas de decomposição em uma floresta primária tropical sazonal no Panamá (Kaspari et al, 2008). No entanto, Hobbie (2008) sugere que a adição de N aumenta a retenção de C por diminuir as taxas de decomposição da serapilheira em oito locais (entre campos de gramíneas, floresta de coníferas e floresta de carvalhos) sobre solos arenosos e intemperizados nos Estados Unidos.

A adição de P apresenta um comportamento mais estável de não influir nas taxas de decomposição de uma floresta tropical úmida e em uma floresta de coníferas no Canadá (Thirukkumaran e Parkinson, 2002; Cleveland et al, 2006) ou de influenciar positivamente o aumento nas taxas de decomposição em uma floresta de eucaliptos na Austrália (O'Connell, 1994). Já a fertilização combinada com N e P produziu efeitos sinérgicos positivos nas taxas de decomposição em plantas nativas e exóticas em florestas úmidas Havaianas (Allison e Vitousek, 2004). Por outro lado, Kaspari et al (2008) sugere que as interações entre os nutrientes minerais e o processo de decomposição são complexas, e que ao menos quatro elementos (P e micronutrientes) são determinantes na decomposição de serapilheira. No caso do presente trabalho, a adição com P influenciou positivamente as taxas de decomposição, enquanto que a adição de N só aumentou a concentração de N na serapilheira e acelerou as taxas de decomposição quando aplicada em forma combinada com P, indicando que a área do experimento pode ser co-limitada por P.

Segundo Vitousek (1994) experimentos de fertilização de longa duração incorporam a modificação do meio ambiente edáfico e a composição química do substrato em decomposição. Solos férteis suportam comunidades biológicas que promovem rápida decomposição, e experimentos de curta duração geralmente não reproduzem os efeitos de aumento na decomposição, pois, como as plantas, a comunidade de organismos do solo responde lentamente a mudanças na disponibilidade de nutrientes.

As mudanças nos padrões de resposta à adição de nutrientes com o tempo de fertilização podem ser verificadas quando comparamos os resultados deste trabalho com as taxas de decomposição estimadas após a primeira fertilização na área do experimento (Kozovits et al, 2007). Nove anos após a primeira fertilização, o tempo de meia vida da serapilheira (1,6 ano) do tratamento controle não foi modificado. O tempo de decomposição no tratamento NP continuou significativamente menor que a observado no controle, porém, com menor intensidade (-42% em 1999 para -27,4% em 2007). A tendência de aumento na velocidade de decomposição nas parcelas N parece estar diminuindo, pois o tempo de decomposição da serapilheira aumentou 21,8% em relação ao observado por Kozovits et al (2007). Contudo, a velocidade de decomposição no tratamento P foi significativamente aumentada em relação ao controle, efeito não verificado após as primeiras fertilizações na área. Em uma floresta de eucaliptos (*Eucalyptus marginata*) na Austrália, O'Connell e Mendham (2004) também verificaram que no primeiro ano de fertilização a adição de P não surtiu

efeito nas taxas de decomposição. Quatro anos após a fertilização, a adição de P apresentou tendência de aumentar a taxa de decomposição, pois foi observado um aumento na respiração de decompositores nestas parcelas.

Além da temperatura, umidade e concentração inicial de nutrientes, Lavelle et al (1993) consideram que a dinâmica da decomposição de serapilheira é determinada por uma série de fatores que se organizam hierarquicamente na regulação da atividade microbiana do solo. Sendo assim, a influência da adição de nutrientes nas taxas de decomposição de serapilheira são também reguladas pelas respostas da comunidade de decompositores à fertilização (Hossain et al, 1995; Fisk e Fahey, 2001; Allison e Vitousek, 2004; Gallo et al, 2005).

#### **4.4. Perda de massa e imobilização de nutrientes na serapilheira**

Durante o processo de decomposição, ocorreu aumento nas concentrações de N e P na serapilheira das parcelas do tratamento NP e aumento de P e Ca na serapilheira das parcelas do tratamento P. Em relação à perda de massa de nutrientes, com exceção dos nutrientes S (em todos os tratamentos de fertilização) e de N (no tratamento N), a adição de N, P e NP ocasionou uma maior retenção de nutrientes na serapilheira em relação ao observado nas parcelas controle. Em particular, a adição de N promoveu maior perda de massa de N no tratamento N, enquanto que a adição combinada com P, promoveu a imobilização deste elemento na serapilheira.

Estes resultados demonstram que mesmo com o aumento da concentração de N e P na serapilheira, o retorno destes nutrientes ao solo através de uma camada de serapilheira mais suscetível à decomposição não foi aumentado. Isto pode ser devido a grande limitação nutricional da comunidade de decompositores, que imobilizam os nutrientes na serapilheira em resposta a uma maior atividade de microrganismos nas parcelas fertilizadas. Este efeito pode ser um mecanismo de retenção de nutrientes pela comunidade microbiana mediante a um possível aumento na velocidade da ciclagem biogeoquímica, como observado por Allison e Vitousek (2004) em um experimento de adubação no Havaí. Entretanto este mecanismo de regulação parece não funcionar para S. Este elemento apresentou maior concentração na serapilheira e maior perda de massa que o observado no tratamento controle. O aumento na velocidade de ciclagem de S é mais intenso no tratamento NP, onde a produção e a decomposição de serapilheira foram superiores em relação ao controle.

O padrão de retenção de N, P e Ca na serapilheira das parcelas fertilizadas indica que a comunidade de organismos decompositores aparenta ser limitada por estes nutrientes. Houve um aumento de 9% na disponibilização de N pela serapilheira das parcelas com adição de N, já a adição de P e NP imobilizou o N na serapilheira, diminuindo, respectivamente, 39% e 42% a perda de massa de N em relação ao controle. A maior perda de massa de N na serapilheira das parcelas fertilizadas com N pode ser devido ao fato de a limitação por C pela biomassa microbiana ter sido alcançada

mais cedo que a limitação por N. O padrão de imobilização inicial de N parece ter revertido em razão do rápido turnover da população de microrganismos em resposta a maior disponibilidade de N, como o observado por Fisk e Fahey (2001). Isto diminuiria a demanda por N devido ao uso de aminoácidos de micróbios mortos como fonte de energia para a construção de materiais (Kooijmann e Besse, 2002).

Todos os tratamentos apresentaram imobilização de P na serapilheira em relação ao observado nas parcelas controle, sendo que os tratamentos com adição de N (N e NP) apresentaram 58% a menos de perda de massa. No tratamento P, este efeito foi menor, com uma redução de 21% na perda de massa. Ao contrário do observado neste trabalho, em um gradiente edáfico na Malásia, a perda de massa de N e P foi maior em ambientes mais férteis e menor em ambientes de baixa fertilidade (Dent et al, 2006).

Semelhantemente ao observado para P, houve maior retenção de Ca em todos os tratamentos de fertilização, sendo que a adição de P reduziu 50% da perda de massa de P em relação ao controle. As perdas de massa de K e Mg na serapilheira foram semelhantes entre tratamentos, com exceção da perda de massa de Mg no tratamento NP, que foi 36% menor que o observado no controle. A imobilização de nutrientes nas parcelas fertilizadas pode ser um efeito direto da fertilização na comunidade de organismos decompositores, aumentando a sua atividade e incorporando mais nutrientes a sua biomassa. No início do experimento de fertilização, Garofalo (2001) constatou aumento na biomassa microbiana nas parcelas dos tratamentos N e NP, com variação na densidade dos diferentes grupos de decompositores em função dos tratamentos. Em um estudo de incubação de solo coletado em uma área contígua ao experimento de fertilização na RECOR, a adição das mesmas fórmulas utilizadas no experimento de fertilização aumentou a respiração microbiana da matéria orgânica superficial do solo em todos os tratamentos, especialmente no tratamento P, onde a respiração microbiana quase dobrou em relação ao controle (Zepp et al, 2008). Isto é um indício de que a comunidade microbiana do experimento de fertilização apresenta limitação por nutrientes, especialmente por P.

A fertilização com P tem um grande impacto na atividade de decompositores de serapilheira, e em alguns casos, estes excedem a fertilização com N (Hossain et al, 1995; Hobbie e Vitousek, 2000). O P tem um efeito positivo no número de bactérias de vida livre que fixam N em uma floresta tropical úmida (Reed et al, 2009 no prelo) e é considerado limitante na decomposição de C em Latossolos altamente intemperizados da Costa Rica (Cleveland et al, 2003). Considerando que a fertilização induz a absorção de nutrientes escassos no solo pela comunidade de decompositores da serapilheira de florestas tropicais úmidas (Cleveland et al, 2006) e aumenta a diversidade e abundância de organismos decompositores (He et al, 2008), o aumento da disponibilidade de nutrientes em áreas de cerrado pode resultar em grande imobilização de nutrientes como N, P e Ca na camada de serapilheira, como o observado neste trabalho.



Os resultados sugerem que a fertilização age no sentido de aumentar a qualidade química da serapilheira, aumentando o conteúdo inicial de N, P e S, o que propiciou maiores taxas de decomposição nos tratamentos P e NP. Mesmo com uma aceleração nas taxas de decomposição de um material de melhor qualidade nutricional, a transferência de N (com exceção do tratamento N), P e Ca para o solo via serapilheira não é aumentada, indicando que o suprimento adicional destes é consumido pela biomassa microbiana e fica retido em maior tempo na serapilheira das parcelas fertilizadas em relação ao controle. No entanto, o suprimento adicional de S na ciclagem de nutrientes não consegue ser retido pelos decompositores, talvez devido ao menor requerimento deste nutriente pela biota de decompositores do Cerrado.

## 5. Conclusões

Considerando às hipóteses formuladas, os resultados deste trabalho permitem as seguintes conclusões:

- a) A adição de N+P aumentou a produção de serapilheira, enquanto que a a adição de N, P, Ca e N+P aumentou a concentração e o fluxo de S via serapilheira, diminuindo a eficiência no uso deste nutriente. A serapilheira das parcelas dos tratamentos com adição de P e N+P apresentaram maior velocidade de decomposição e maior concentração inicial de N (tratamento NP), P e S (tratamentos P e NP).
- b) A adição de N propiciou aumento na recuperação da produção de serapilheira foliar no período pós-fogo em relação à produção observada no período pré-fogo, enquanto que a adição de P e NP propiciou produção de uma serapilheira com maior proporção de material lenhoso.
- c) As respostas à adição simultânea de N e P foram mais expressivas que as respostas observadas nos demais tratamentos de fertilização, pois nas parcelas deste tratamento observou-se aumento da produção, da qualidade nutricional e da velocidade de decomposição de serapilheira.

### Capítulo III – Efeitos da adição de nutrientes na concentração de nutrientes, fenóis totais e taninos em folhas de espécies lenhosas de um cerrado sentido restrito do Brasil Central

#### Resumo

Os efeitos em médio prazo da adição de N, P e N associado a P (NP) sobre as concentrações de nutrientes foliares, fenóis totais e taninos em folhas foram investigados em seis espécies lenhosas arbustivas e arbóreas de um cerrado sentido restrito no Distrito Federal. As seis espécies escolhidas estão entre as dominantes na área de estudo, sendo três brevidecíduas (*Caryocar brasiliense*, *Blepharocalyx salicifolius* e *Dalbergia miscolobium*) e três sempre verdes (*Ouratea hexasperma*, *Roupala montana* e *Styrax ferrugineus*). As concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S e Fe foram determinadas em folhas jovens e maduras e as concentrações de fenóis totais e taninos nas folhas em brotação, jovens e maduras das seis espécies lenhosas. O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, composto de quatro tratamentos (três tratamentos de fertilização e um controle) replicados em quatro parcelas de 15 x 15 m. As concentrações de nutrientes foliares, fenóis totais e taninos foram bastante variáveis entre as espécies. As brevidecíduas apresentaram maiores concentrações foliares de N, P, K, Mg, de fenóis totais e taninos e menores concentrações de Ca e S que as espécies sempre verdes. Em geral, foi observado um padrão de aumento nas concentrações foliares de Ca e S (ambos presentes nas fórmulas dos fertilizantes aplicados) em resposta aos tratamentos de fertilização com P e NP. A adição de P ou NP diminuiu a razão N:P em quatro espécies, sendo que a adição de N aumentou a razão N:P em somente uma espécie. A adição de P e NP aumentou as concentrações de fenóis totais e taninos em *B. salicifolius* e diminuiu as concentrações de fenóis totais em *D. miscolobium*. A concentração de fenóis totais foi positivamente relacionada às concentrações de N e P, e as concentrações de fenóis totais e taninos foram inversamente relacionadas com as concentrações de Ca e S nas folhas. Os fenóis totais e taninos apresentaram tendência de diminuição na concentração com a maturidade foliar, com exceção das sempre verdes *R. montana* e *S. ferrugineus*. Os resultados indicam que as espécies lenhosas do cerrado respondem a maior disponibilidade de nutrientes de forma variável. A diminuição da razão N:P com adição de P ou NP indica que as plantas podem estar absorvendo o P adicionado em uma maior taxa que a absorção de N quando a disponibilidade destes nutrientes é aumentada, o que possivelmente pode ser devido a maior limitação por P. Devido à baixa influência da adição de nutrientes na produção e alocação de fenóis totais e taninos para as folhas, a produção destes compostos parece estar mais relacionada às características genotípicas individuais das espécies do que as características edáficas. O acúmulo de fenóis totais nas folhas maduras das sempre verdes pode ser relacionado à menor lixiviação destes compostos devido à presença de cutícula lipídica envolvida na redução da perda de água e solutos. O investimento em compostos estruturais mais baratos como a celulose e a hemicelulose pode ser uma estratégia das brevidecíduas para investirem mais energia na produção de defesas químicas foliares (fenóis totais e taninos), com benefícios para a conservação de nutrientes durante a ciclagem de folhas com menor longevidade. O menor investimento em defesas químicas foliares por parte das sempre verdes pode ser devido ao maior investimento em componentes estruturais. A maior lignificação e a presença de cutículas foliares mais espessas nas folhas das sempre verdes elevam o custo de construção e propiciam a manutenção estrutural da folha por mais tempo. A adição conjunta de N e P apresentou efeitos mais intensos na alteração da química foliar quando comparadas às respostas a adição destes elementos isoladamente.

### Chapter III. Nutrient addition effects on nutrient, total phenol and tannin concentrations in leaves of Brazilian Savanna woody species.

#### Abstract

Medium-term effect of N, P and N plus P (NP) addition on nutrient, total phenol, and tannin foliar concentrations in leaves of six woody shrubs and trees were investigated in a cerrado *sensu stricto* in Federal District, Brazil. Chosen species are among the dominants in the study area, and they are three brevideciduous (*Caryocar brasiliense*, *Blepharocalyx salicifolius* and *Dalbergia miscolobium*), and three evergreens (*Ouratea hexasperma*, *Roupala montana* and *Styrax ferrugineus*). N, P, K, Ca, Mg, S and Fe foliar concentrations were determined in young and mature leaves, and total phenol and tannin concentrations in sprout, young and mature leaves of the six woody species. We used a completely randomized design, with four treatments (three fertilization treatments and one unfertilized control) replicated in four 15 x 15 m plots. Nutrient, total phenol and tannin foliar concentrations demonstrated significant variations between species. Brevideciduous species showed higher N, P, K, Mg, total phenol and tannin foliar concentrations and lower Ca and S foliar concentrations of that evergreen species. In general, it was observed an increase pattern in Ca and S leaf concentrations (both present in forms of the applied fertilizers) in response to P and NP addition. P or NP addition decreased N:P ratio in four species, with N addition increased N:P ratio in only one specie. P and NP addition increased total phenols and tannins concentrations in *B. salicifolius*, and decreased total phenols concentrations in *D. miscolobium*. Total phenol concentration was positively related to N and P concentrations and total phenol and tannin concentrations were inversely related to Ca and S concentrations in leaves. Total phenol and tannin concentrations showed a decrease trend with leaf maturity, except in *R. montana* and *S. ferrugineus* evergreen species. The results indicate that cerrado woody species response were variable to increased nutrient availability. The N:P ratio decrease with P or NP addition indicates that the plants could be absorbing more P than N when increase availability of these nutrients, which may possibly be due to greater P limitation. Due the low influence of nutrient addition in total phenol and tannin production allocation to leaves, these compounds production seems to be more related to species individual genotypic characteristics than the soil characteristics. The total phenol accumulation in evergreen mature leaves can be related to lower leaching due a lipid cuticle involved in water and solutes loss. Cheaper investment in structural compounds as cellulose and hemicellulose can be a brevideciduous strategy to invest more energy in chemical leaf defenses production (total phenols and tannins), with benefits for nutrient conservation during the cycling of a leaf with lower longevity. The lower chemical defenses investment by evergreen may be due to higher structural component investment. Lignification and thicker leaf cuticles in evergreen leaves raise the construction cost and provide longer leaf structural maintenance. N and P combined addition showed most intense leaf chemistry changes compared to responses of these elements alone.

## 1. Introdução

Os metabólitos secundários vegetais são compostos finais ou intermediários do metabolismo secundário da fotossíntese e são biossintetizados tendo como matéria prima as substâncias originadas do metabolismo primário (Larcher, 2000). Os polifenóis são a classe de metabólitos secundários com a distribuição mais ampla no reino vegetal (Hättenschwiler e Vitousek, 2000) representando cerca de 40% do peso seco de folhas e caules, constituindo-se em significativa porção do carbono em ecossistemas terrestres (Hernes e Hedges, 2000).

Os polifenóis são compostos fenólicos que apresentam a habilidade de formar complexos insolúveis em água com alcalóides, proteínas, íons metálicos e metaloenzimas. Em explicação simplificada, os polifenóis podem ser divididos em um grupo formado por compostos fenólicos de baixo peso molecular (fenóis simples, ácidos fenólicos e flavonóides) e outro grupo constituído de polímeros e oligômeros de peso molecular relativamente alto, chamado de taninos. Os taninos são solúveis em água e possuem massa molecular em torno de 500 e 3000 Daltons e são divididos em dois grandes grupos estruturais, os taninos condensados e os taninos hidrolisáveis.

Os taninos condensados consistem de unidades de flavonóides possuindo diferentes graus de condensação de seus precursores, denominados de flavan-3-ols (catequinas) e flavan 3-4 diols (leucoantocianidinas), podendo ser divididos em procianidinas e prodelphinidinas. Os taninos hidrolisáveis são classificados em duas categorias; (a) os galotaninos, que por hidrólise ácida liberam ácido gálico e seus derivados; (b) os elagitaninos, que por hidrólise liberam ácido elágico e ácido valônico (Santos e Mello, 2000).

No passado os polifenóis foram vistos como produtos de desperdício do metabolismo primário, já que sua produção é onerosa e não se conhecia uma função específica destes compostos (Harborne, 2003). A hipótese de que os polifenóis seriam produzidos por serem defesas químicas contra outros organismos (Fraenkel, 1959) revolucionou o campo da ecologia química (Northup et al, 1998).

Desde a publicação de Fraenkel (1959), os pesquisadores têm formulado teorias e hipóteses para a produção e variação de polifenóis e sua relação com o meio biótico e abiótico. Embora ainda não haja uma teoria unificadora e de aceitação geral, elas sobrepõem-se e complementam-se na medida em que os avanços tecnológicos permitem análises mais refinadas. Os primeiros artigos publicados sobre ecologia de polifenóis eram baseados na influência destes compostos na defesa contra herbivoria, negligenciando outras possíveis funções ecológicas dos polifenóis (Hättenschwiler e Vitousek, 2000). As primeiras hipóteses formuladas sobre o papel dos metabólitos secundários em processo ecológicos foram elaboradas por Fraenkel (1959), Ehrlich e Raven (1964), Jermy, (1976), Feeny (1976) e Rhoades e Cates (1976), todas enfocando os polifenóis como mediadores da relação inseto-planta.

A idéia central de Fraenkel, de que os insetos funcionam como importantes agentes de seleção em plantas, continuou nas subseqüentes teorias sobre a ecologia de polifenóis. A Teoria de coevolução elaborada por Ehlich e Raven (1964), formula que existe uma evolução recíproca entre plantas (produzindo novos metabólitos secundários) e herbívoros (adaptando-se a estes compostos). A Teoria da evolução seqüencial (Jermy, 1976), diferenciou-se de teoria da coevolução por enfatizar mais a evolução adaptativa de insetos herbívoros que as defesas das plantas. No mesmo ano da publicação de Jermy, surgiu a Teoria da Aparência, desenvolvida simultaneamente por Feeny (1976) e Rhoades e Cates (1976). Esta teoria foi a primeira a tentar explicar a origem evolucionária dos padrões observados na distribuição de diferentes tipos de metabólitos secundários ao longo das espécies vegetais.

Nos anos 80, trabalhos que relacionavam a concentração de polifenóis com nutrientes, temperatura, intensidade luminosa, stress hídrico e sucessão foram publicados, ampliando a possibilidade do envolvimento dos polifenóis como mediadores de outros processos ecológicos. A primeira hipótese envolvendo disponibilidade de nutrientes e polifenóis, denominada de “Hipótese do Balanço carbono/nutriente” foi publicada por Bryant et al. (1983). A hipótese baseia-se na idéia da existência de “trade-offs” fisiológicos dependentes da disponibilidade de carbono e nitrogênio no ambiente. Seguindo a mesma linha, a hipótese da disponibilidade de recursos (Coley et al., 1985) baseia-se na idéia de que há um modelo genotípico de custo-benefício de “trade-offs” entre espécies, baseados nas taxas de crescimento e longevidade foliar.

Posteriormente, Herms e Mattson (1992) sugeriram a existência de constrangimentos fisiológicos de “trade-offs” entre crescimento e diferenciação em múltiplos níveis (desde celular até nível de espécie). Esta hipótese é similar às hipóteses do balanço carbono nutriente e da disponibilidade de recursos, porém com uma abordagem mais abrangente.

Devido à complexidade das interações dos polifenóis com o meio biótico e abiótico e a generalização das hipóteses formuladas, evidências experimentais têm sugerido que estas hipóteses não são eficientes para prever níveis individuais de polifenóis (Nitao et al, 2002). Atualmente, já está claro que os metabólitos secundários são componentes chave em muitos mecanismos ecológicos vegetais (Kraus et al, 2003). Trabalhos publicados nos últimos 25 anos (Chandler e Goosem, 1982; Nicolai, 1988; Northup et al, 1995a; 1995b; 1998; Hättenschwiler e Vitousek, 2000; Loranger et al, 2002; Madritch e Hunter, 2002; Madritch e Hunter, 2004; Hättenschwiler et al, 2005; Joannis et al, 2008) têm acrescentado muitas informações a respeito do papel dos polifenóis e sua importância em diversos processos ecológicos, entre eles:

- a) Defesa contra herbívoros e fitopatógenos (fungos, bactérias e nematóides) e diminuição na atividade de detritívoros através da limitação do substrato de crescimento e inibição de metaloenzimas.

- b) Inibição da decomposição de serapilheira, através da formação de estruturas recalcitrantes resistentes a decomposição, formadas pela complexação polifenóis com proteínas e enzimas microbianas e a precipitação destes complexos ao redor de compostos não protéicos.
- c) Aumento da persistência de matéria orgânica no solo com conseqüente aumento da CTC e da retenção de nutrientes e água, diminuindo a temperatura do solo.
- d) Diminuição da mineralização de N através da ligação com fontes de N orgânico e supressão de microorganismos, resultando em menor lixiviação de N.
- e) Aumento na disponibilidade de P devido a complexação dos polifenóis com Al e Fe, ocupando os sítios de troca de óxidos de Fe e Al, aumentando também (em menor intensidade) os sítios de adsorção de outros nutrientes.

Variações nas condições ambientais também influenciam o comportamento de produção dos polifenóis. Efeitos do enriquecimento com CO<sub>2</sub> (Lindroth et al., 1993, Mansfield et al., 1999), temperatura e sombreamento (Dudt e Shure, 1994; Graglia et al., 2001), influência do fogo (DeLuca et al, 2002, Ferwerda et al, 2006) bem como atributos edáficos (Haukioja et al., 1998; Hättenschwiler et al., 2003) têm se mostrado determinantes na produção de polifenóis. Segundo Waterman e Mole (1994), as variáveis que possivelmente possuem maior efeito na produção de compostos fenólicos estão relacionadas com fatores edáficos e exposição luminosa.

Maiores conteúdos de polifenóis estão geralmente associados a solos ácidos e com baixos teores de nutrientes (Haukioja et al., 1998; Kraus et al, 2004). Northup et al (1995a; 1995b; 1998); propuseram que os polifenóis constituem um mecanismo fenotípico adaptativo das plantas a solos ácidos, inférteis e altamente lixiviados. Segundo os autores, o exercício dos polifenóis no controle das interações planta-serapilheira-solo regula a ciclagem de nutrientes e matéria orgânica, refletindo em alterações nas propriedades do solo.

O cerrado, segundo maior bioma brasileiro (Eiten, 1972; Ribeiro e Walter, 1998) e maior savana neotropical do mundo (Sarmiento, 1984), é reconhecidamente um ecossistema oligotrófico onde as plantas utilizam estratégias adaptativas morfológicas (Arens, 1958) e fisiológicas (Franco et al, 2005; Scholz et al., 2008, Goldstein et al, 2008) para se estabelecer em solos altamente intemperizados, ácidos e com baixos teores de nutrientes. A crescente expansão agrícola no cerrado tem convertido grandes áreas nativas em culturas e pastagens, com intenso uso de fertilizantes (Klink e Machado, 2005). A ciclagem de nutrientes no cerrado é bastante conservativa (Pinto et al, 2002; Bustamante et al, 2006), sendo que crescentes perturbações antrópicas podem levar um ecossistema adaptado à baixa disponibilidade de nutrientes a mudanças na composição química dos tecidos e na ciclagem de nutrientes. A alteração na dinâmica de nutrientes pode levar a melhoria ambiental para algumas espécies, aumentando a sua competitividade em relação a outras, o que pode acarretar na mudança na composição de espécies em resposta a fertilização em longo prazo (Fynn et al, 2005).

Algumas espécies lenhosas nativas do cerrado possuem altas concentrações de polifenóis na casca (Santos et al, 2002; 2006), e estas concentrações são positivamente correlacionadas com

saturação por alumínio do solo, e negativamente correlacionadas com pH, saturação por bases, Ca, Mg, Mn, P e K (Jacobson et al., 2005).

Sendo assim, o objetivo do presente trabalho é verificar se o aumento na disponibilidade de nutrientes altera as concentrações de polifenóis (fenóis totais e taninos) (em três estádios fenológicos) e nutrientes foliares (em dois estádios fenológicos) em seis espécies lenhosas de cerrado sentido restrito, pertencentes a dois grupos fenológicos (brevidecíduas e sempre verdes). Para isso, as seguintes hipóteses foram testadas:

- a) O aumento na disponibilidade de nutrientes nos tratamentos N, P e N+P geram menores concentrações de polifenóis e maiores concentrações foliares de N, P, K, Ca, Mg e S.
- b) O grupo fenológico das brevidecíduas apresenta maior concentração de fenóis totais, taninos e nutrientes foliares (N, P, K, Ca, Mg S e Fe) que o grupo das sempre verdes.
- c) A concentração de polifenóis (fenóis totais e taninos) decresce até a maturidade foliar, estágio em que predominam polifenóis polimerizados de alto peso molecular.
- d) As variações nas concentrações de polifenóis (fenóis totais e taninos) e nutrientes foliares (N, P, K, Ca, Mg, S e Fe) são mais intensas quando os nutrientes N e P forem adicionados simultaneamente.



## 2. Material e método

### 2.1. Espécies

As espécies lenhosas foram selecionadas usando como critério as respectivas densidades, frequências e índice de valor de importância dentro dos tratamentos (Ver os anexos 2 a 6). Dentre as dez espécies com os maiores parâmetros mencionados, foram selecionadas seis espécies de dois grupos fenológicos (três sempre verdes e três brevidecíduas), de acordo com a classificação fenológica vegetativa utilizada por Lenza e Klink (2006). Para a seleção dos indivíduos dentro de cada espécie, foram considerados o estado fitossanitário e a acessibilidade à folhagem. As espécies escolhidas foram: *Ouratea hexasperma* (A. St.-Hil.) Baill. (Ochnaceae), *Roupala montana* Aubl (Proteaceae), *Styrax ferrugineus* Nees & Mart. (Styracaceae), espécies classificadas como sempre-verdes com crescimento sazonal, e *Blepharocalyx salicifolius* (Humb., Bompl., & Kunt) O. Berg., (Myrtaceae); *Caryocar brasiliense* A. St.-Hil., (Caryocariaceae), *Dalbergia miscolobium* Benth. (Leguminosae-Papilionoideae), espécies classificadas como brevidecíduas.

As espécies sempre-verdes com crescimento sazonal são caracterizadas por produzirem uma nova coorte de folhas que antecede, ou ocorre concomitantemente, a perda da coorte de folhas velhas. As espécies brevidecíduas caracterizam-se por substituírem completamente a copa durante a época seca, em curto período de tempo, no qual os indivíduos permanecem sem ou com poucas folhas em formação ou senescentes (Lenza e Klink, 2006). Foram escolhidos, identificados e marcados vinte indivíduos de cada espécie, sendo cinco por tratamento, totalizando 120 indivíduos. Os 20 indivíduos de cada espécie tiveram a altura e circunferência no nível do solo registrada para cada tratamento (Tabela 1).

**Tabela 1.** Altura (m) e circunferência (cm) (média e desvio padrão) dos indivíduos das espécies lenhosas selecionados dentro de cada tratamento (n=5 e n=4 para *C. brasiliense* nos tratamentos N e NP). BS (*Blepharocalyx salicifolius*); CB (*Caryocar brasiliense*); DM (*Dalbergia miscolobium*); OH (*Ouratea hexasperma*); RM (*Roupala montana*); SF (*Styrax ferrugineus*).

	Controle		Nitrogênio		Fósforo		Nitrogênio + Fósforo	
	Altura	Circunf.	Altura	Circunf.	Altura	Circunf.	Altura	Circunf.
CB	2,3 ± 0,4	37 ± 7	2,3 ± 1,2	26 ± 18	2,2 ± 1,6	22 ± 15	2,0 ± 0,9	26 ± 15
BS	4,0 ± 1,4	35 ± 11	5,3 ± 0,6	53 ± 12	2,3 ± 1,1	34 ± 13	3,7 ± 0,8	34 ± 9
DM	4,2 ± 1,6	31 ± 5	3,8 ± 2,0	23 ± 10	3,5 ± 1,8	21 ± 13	2,1 ± 1,3	14 ± 10
OH	1,2 ± 0,2	22 ± 13	0,9 ± 0,1	11 ± 7	1 ± 0,4	18 ± 15	1,2 ± 0,4	13 ± 8
RM	1,3 ± 0,2	6 ± 1	1,2 ± 0,2	6 ± 1	1,1 ± 0,2	7 ± 1	1,7 ± 0,2	9 ± 1
SF	1,6 ± 0,5	13 ± 10	1,7 ± 0,8	15 ± 6	1,8 ± 0,5	15 ± 6	1,7 ± 0,2	10 ± 2

## 2.2. Coleta e análise de solo

Ver item 2.1 do capítulo I da presente tese.

## 2.3. Coletas e análise foliares

As coletas foram realizadas entre outubro de 2006 e janeiro de 2007. De cada indivíduo das seis espécies, foram selecionadas folhas em três estádios fenológicos distintos: Folhas em brotação (folhas recém emergidas), folhas jovens (folhas jovens totalmente expandidas, porém apresentando pigmentação mais clara, com consistência diferente de folhas maduras) e folhas maduras (folhas totalmente expandidas, com pigmentação do limbo mais escura e consistência característica de folhas maduras da espécie). Folhas com qualquer modificação anatômica dos tecidos não foram consideradas na coleta. As folhas foram secas em estufa a 60°C por 48 horas e então moídas em moinho tipo Willey com abertura de peneira de 40 mesh. As amostras foram pesadas em balança de precisão (0,001g) e armazenadas em embalagem impermeável, sob o abrigo da luz, calor e umidade. As amostras foram então submetidas a análises químicas para o doseamento de fenóis totais, taninos e conteúdo de nutrientes foliares.

## 2.4. Determinação de Polifenóis

### 2.4.1. Extração:

A extração foi realizada em temperatura ambiente, utilizando um grama da amostra de folha seca e moída em 15 ml de metanol 50% (v/v). As amostras foram extraídas na ausência de luz por 24 horas e então foram submetidas à agitação com renovação de solvente (+15ml) (2x 30 min.). Os

extratos foram filtrados em papel de filtro de 25 micrômetros (Whatman International, England) e então armazenadas à -2°C (Hagerman, 2002).

#### **2.4.2 Determinação de fenóis totais**

Para a determinação do conteúdo de fenóis totais foliares foi utilizado o método de Folin-Ciocalteu (Forrest e Bendall, 1969), onde 2,5 ml de uma solução 10% (v/v) do reagente de Folin-Ciocalteu (Sigma-Aldrich) é adicionado a 0,5 ml do extrato. Após isso, adiciona-se 2 ml de solução de carbonato de sódio ( $0,75\text{mg.g}^{-1}$ ). As amostras ficam em temperatura ambiente por 1 hora antes de a absorbância ser medida em comprimento de onda de 760 nm. A curva de calibração foi realizada utilizando ácido tânico como padrão (Sigma-Aldrich). As absorbâncias foram medidas em espectrofotômetro Shimadzu UV-1203 (Shimadzu Corporation, Japan). Todas as determinações foram realizadas em triplicata.

#### **2.4.3 Determinação de taninos**

Para a determinação do conteúdo de taninos foliares, foi utilizado o método de precipitação de proteínas descrito por Hagerman e Butler (1978), onde 1 ml do extrato é adicionado a 2 ml de solução  $1\text{mg.ml}^{-1}$  de albumina bovina sérica fração V (sigma-Aldrich). A solução fica em temperatura ambiente por 15 minutos e então é submetida à centrifugação (3000 RPM) por 15 minutos. O sobrenadante é retirado e o precipitado é dissolvido em 4 ml de solução de SDS/Trietanolamina (sódio duodecil sulfato (Sigma-Aldrich) + trietanolamina (Sigma-aldrich)). Adiciona-se, então, 1 ml de solução de cloreto férrico 0,01M. Após 30 minutos a absorbância é medida em comprimento de onda de 510nm. A curva de calibração foi realizada utilizando ácido tânico como padrão (Sigma-Aldrich). As absorbâncias foram medidas em espectrofotômetro Shimadzu UV-1203 (Shimadzu Corporation, Japan). Todas as determinações foram realizadas em triplicata.

#### **2.5. Determinação dos nutrientes foliares**

Os nutrientes foliares N, P, K, Ca, Mg, S e Fe foram extraídos através de digestão em mistura de ácido nítrico, perclórico e ácido sulfúrico na proporção de 10:2:1. Os nutrientes Ca, Mg e Fe foram determinados via espectrofotometria de absorção atômica, o nutriente K, por emissão de chama. O S foi analisado por turbidimetria. O fósforo foi determinado por análises colorimétricas com molibdato de amônio e ácido ascórbico. O N foi determinado via destilação, utilizando o método de Microkjeldahl. Todas as análises foram realizadas conforme padrão descrito por Embrapa (1999).

## 2.6. Análise estatística dos dados

Os dados tiveram sua normalidade testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. As variáveis fenóis totais, taninos, nitrogênio (N), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e ferro (Fe) foram transformados para arco seno da raiz quadrada dos valores em porcentagem por massa seca. Este procedimento é recomendado por Zar (1999) para obtenção de uma distribuição normal a partir de valores expressos em porcentagem. Os dados referentes aos elementos fósforo (P) e enxofre (S) foram transformados em logaritmo.

Para avaliar as diferenças no conteúdo foliar de polifenóis e nutrientes entre grupos fenológicos, tratamentos, espécies e estádios fenológicos, foram utilizadas ANOVAS de medidas repetidas no tempo adotando o procedimento de análise com modelos lineares mistos. Este modelo pode ser utilizado para realizar testes de medidas repetidas no tempo, indicando quais fatores contribuem significativamente para a composição do modelo (McCulloch et al, 2001). Isto possibilita a modelagem de efeitos aleatórios em medidas repetidas, ou seja, mede o efeito da adição de nutrientes no conteúdo de metabólitos e nutrientes foliares em diferentes estádios fenológicos.

A primeira análise foi realizada utilizando os dois grupos fenológicos (brevidecíduas e sempre verdes) em conjunto. Após este passo, foram realizadas análises dentro cada grupo fenológico individualmente, tendo com fator fixo os tratamentos e os estádios fenológicos. Para verificar diferenças de concentração entre os tratamentos, foi utilizado o teste de Bonferroni com ajuste para comparações múltiplas como *post hoc*. Para verificar diferenças dos tratamentos de fertilização em relação ao controle, foi utilizado o teste de Dunnet. No caso de diferenças de concentrações entre estádios fenológicos dentro dos tratamentos, foi utilizando o teste de Bonferroni com ajustamento para comparações múltiplas. Todas as diferenças significativas (*a priori* e *posteriori*) são considerando nível de aceitação ( $p$ ) de 0,05.

A intensidade das associações entre a concentração de fenóis totais, taninos e nutrientes foliares foi testada utilizando uma matriz de correlação não paramétrica de Spearman (Spearman's rho). Devido à limitação no número de amostras e a grande variabilidade dos dados utilizados nas correlações, o nível de aceitação utilizado nas correlações foi 0,1. Isto aumenta o poder do teste de hipóteses e reduz a probabilidade da ocorrência de um erro tipo II (Peterman, 1990). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o pacote estatístico SPSS 15.0 para ambiente Windows (SPSS Inc. USA).

## 3. Resultados

### 3.1. Fenóis totais e taninos

Dentre os grupos fenológicos, o grupo das espécies brevidecíduas apresentou maior concentração de fenóis totais e taninos que o grupo das sempre verdes. Por outro lado, a porcentagem da concentração de taninos em relação à concentração de fenóis totais (T:FT) foi maior nas espécies sempre verdes.

A concentração de fenóis totais variou entre 11,6% e 26,5% no grupo das brevidecíduas e entre 3,0% e 14,2% no grupo das sempre verdes. A concentração de taninos variou entre 1,8% e 11,0% nas brevidecíduas e entre 1,2% e 9,2% nas sempre verdes. A porcentagem da concentração de taninos em relação à de fenóis totais variou entre 8,6% e 71,0% nas brevidecíduas e entre 12,4% e 95,9% nas sempre verdes.

Dentro do grupo das brevidecíduas, *D. miscolobium*, única leguminosa no grupo, apresentou as menores concentrações de fenóis totais e taninos. *C. brasiliense* e *B. salicifolius* não diferiram com relação à concentração de fenóis totais, mas apresentaram maior concentração quando comparadas com *Dalbergia miscolobium*. Para a concentração de taninos, *C. brasiliense* apresentou maior concentração que *B. salicifolius*, que por sua vez, apresentou maior concentração que a espécie *D. miscolobium*.

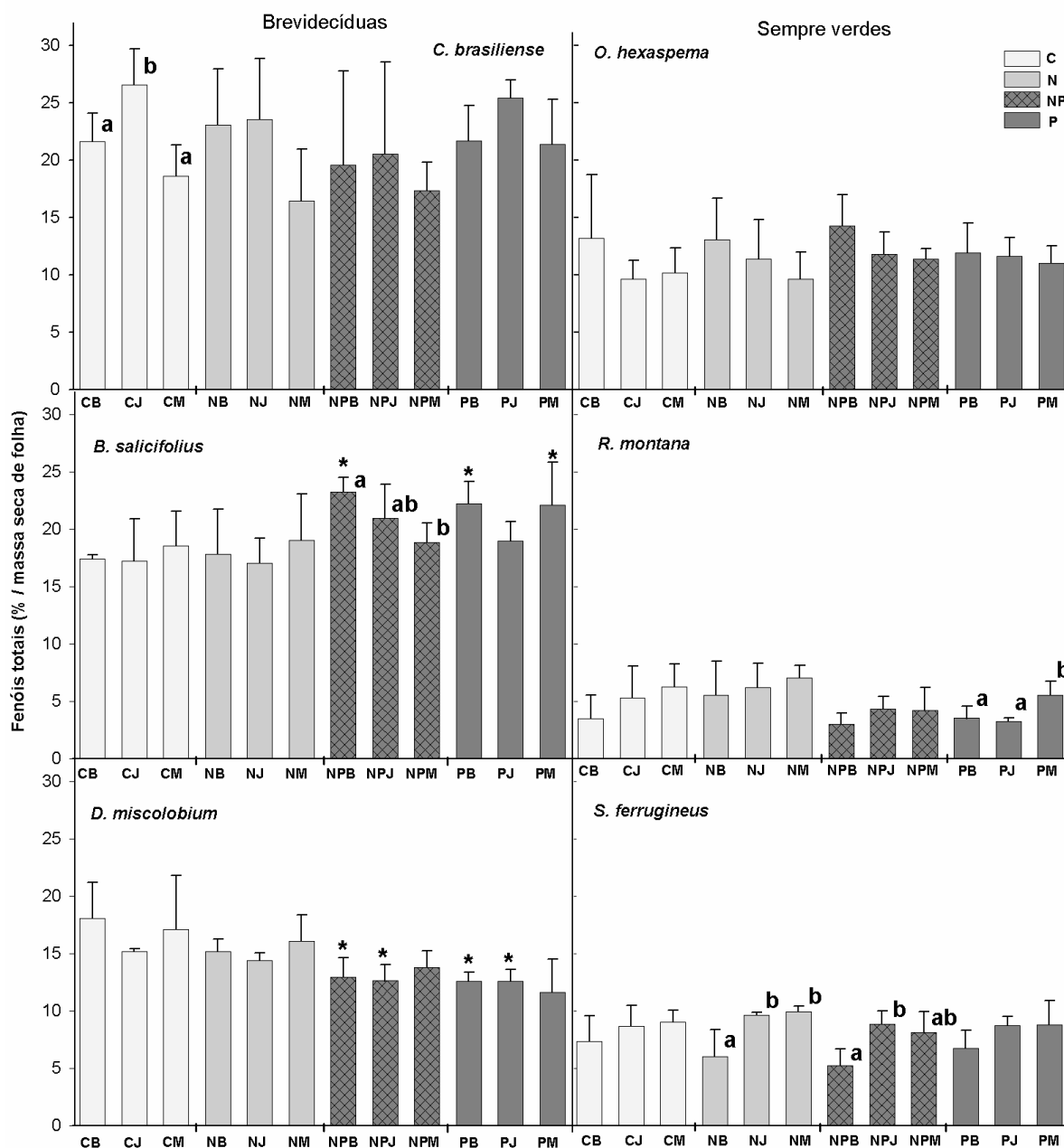
Dentre as espécies do grupo das sempre verdes, as maiores concentrações fenóis totais e taninos foram observadas em *Ouratea hexasperma*, seguida de *Styrax ferrugineus* e *Roupala montana*.

Somente as espécies brevidecíduas *B. salicifolius* e *D. miscolobium* apresentaram diferenças na concentração fenóis totais e taninos nos tratamentos de adição de nutrientes em relação às concentrações encontradas no tratamento controle. As diferenças, porém, não seguiram um padrão para as duas espécies, e ocorreram, na maioria das vezes, em folhas imaturas. Em *B. salicifolius*, as concentrações de fenóis totais e taninos apresentaram aumento em resposta a fertilização nos indivíduos localizados nas parcelas dos tratamentos P e NP em relação aos indivíduos localizados nas parcelas controle (Figuras 1 e 2). Por outro lado, em *D. miscolobium*, a fertilização com P e NP diminuiu a concentração de fenóis totais em relação aos indivíduos localizados nas parcelas controle (Figura 1). O efeito da fertilização no conteúdo de polifenóis em folhas maduras só foi observado para a concentração de fenóis totais nos indivíduos de *B. salicifolius* das parcelas do tratamento P (Figura 2).

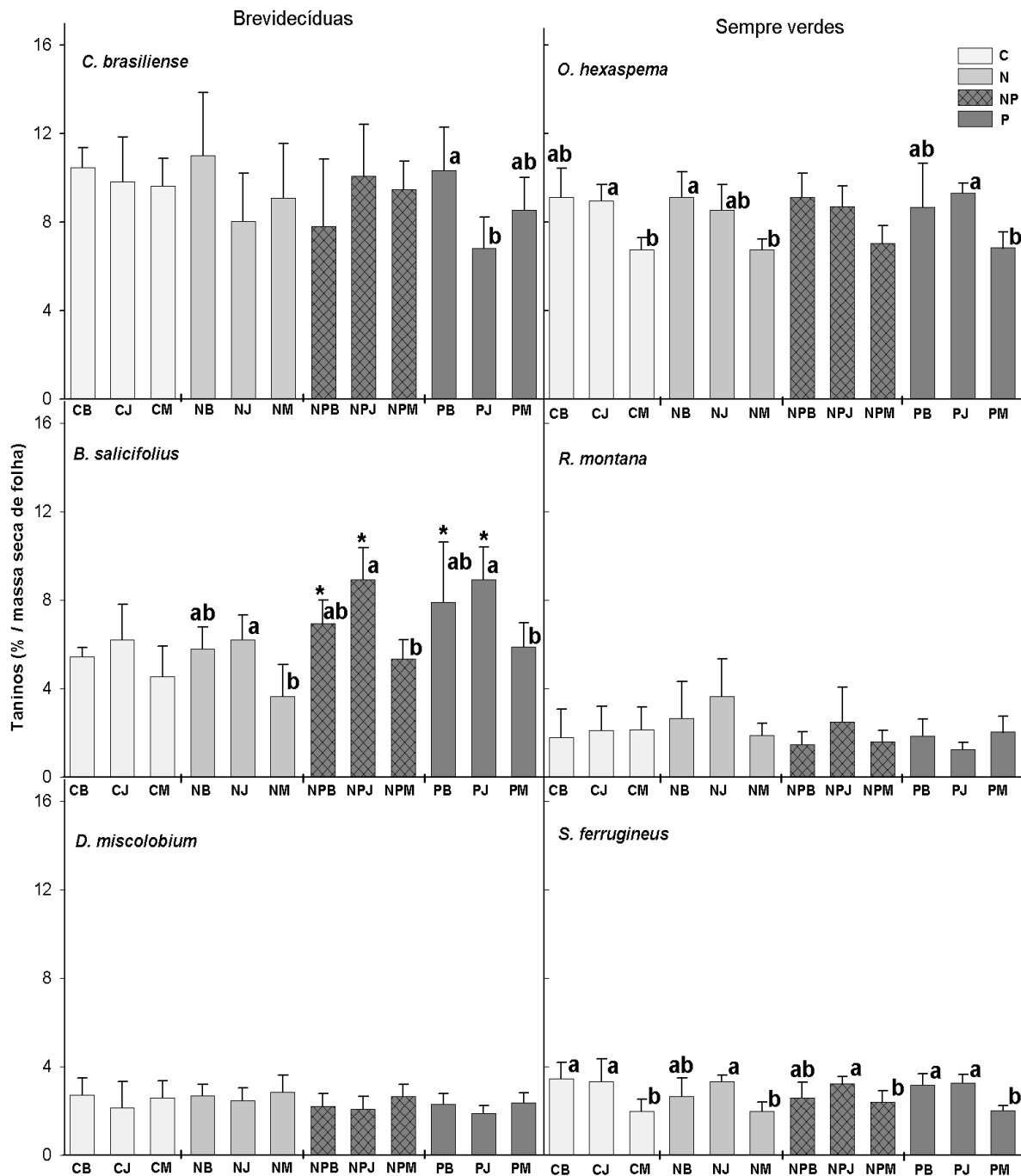
As concentrações de fenóis totais e taninos entre estádios fenológicos também não mostraram padrão comum entre as espécies. A brevidecídua *B. salicifolius* (nas parcelas do tratamento NP) apresentou decréscimo na concentração de fenóis totais com a maturidade foliar. Já as espécies sempre verdes *R. montana* (no tratamento P) e *S. ferrugineus* (no tratamento N) apresentaram comportamento oposto, onde as concentrações de fenóis totais apresentaram aumento com a maturidade foliar (Figura 1).

Ao contrário do observado para a concentração de fenóis totais, a concentração de taninos nas sempre verdes *O. hexasperma* (nas parcelas dos tratamentos controle, N e P) e *S. ferrugineus* (em todos tratamentos) apresentaram diminuição com a maturidade foliar. Na espécie *B. salicifolius* (nas parcelas dos tratamentos N, P e NP), a concentração de taninos diminuiu significativamente em folhas maduras quando comparadas com folhas jovens. Para *C. brasiliense*, a concentração de taninos diminuiu significativamente de folhas em brotação para folhas jovens nos indivíduos localizados nas parcelas do tratamento NP (Figura 2).

Os valores de concentração de fenóis totais e taninos das seis espécies, em cada estágio fenológico, para cada tratamento, estão representados no anexo 7.



**Figura 1.** Conteúdo de fenóis totais (% massa seca de folhas) em folhas em brotação (B), jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas *C. brasiliense*, *B. salicifolius*, *D. miscolobium* e sempre verdes *O. hexaspema*, *R. montana* e *S. ferrugineus*. Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).



**Figura 2.** Conteúdo de taninos (% massa seca de folhas) em folhas em brotação (B), jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas *C. brasiliense*, *B. salicifolius*, *D. miscolobium* e sempre verdes *O. hexasperma*, *R. montana* e *S. ferrugineus*. Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).



### 3.2. Nutrientes minerais foliares

Como o observado para fenóis totais e taninos, o grupo das espécies brevidecíduas apresentou maiores concentrações de N, P, K e Mg foliar em relação ao grupo das espécies sempre verdes. Entretanto, as concentrações de Ca e S foram maiores no grupo das sempre verdes e as concentrações de Fe não apresentaram diferenças significativas entre grupos fenológicos. Os valores de concentração dos nutrientes minerais foliares das seis espécies em cada estágio fenológico para cada tratamento foram apresentadas no anexo 8.

#### a) Nitrogênio

A concentração de N foliar variou entre 10,1 mg.g<sup>-1</sup> e 25,1 mg.g<sup>-1</sup> nas espécies brevidecíduas e entre 6,8 mg.g<sup>-1</sup> e 14,9 mg.g<sup>-1</sup> nas espécies sempre verdes. Entre as espécies brevidecíduas, *D. miscolobium* apresentou maior conteúdo de N foliar, e entre as espécies sempre verdes, *R. montana* apresentou a menor concentração de N foliar.

Não foi observado modificação nas concentrações de N foliar nos indivíduos crescendo nos tratamentos fertilizados em relação a aqueles nas parcelas controle.

Considerando as diferenças entre estádios fenológicos, as espécies *B. salicifolius* (nas parcelas do tratamento NP) e *O. hexasperma* (nas parcelas do tratamento controle) apresentaram maior concentração de N em folhas maduras (Figura 3).

#### b) Fósforo

A concentração de P foliar variou entre 0,46 mg.g<sup>-1</sup> e 1,6 mg.g<sup>-1</sup> no grupo das brevidecíduas e entre 0,29 mg.g<sup>-1</sup> e 1,01 mg.g<sup>-1</sup> no grupo das sempre verdes. Dentre as espécies brevidecíduas, *C. brasiliense* apresentou maiores concentrações de P foliar, seguida de *B. salicifolius* e *D. miscolobium*. Dentre as espécies sempre verdes, como observado para N, *R. montana* apresentou a menor concentração de P foliar.

No tratamento NP, os indivíduos da espécie *B. salicifolius* apresentaram maior concentração de P em folhas jovens (+115%) e maduras (+83%) em relação aos indivíduos localizados tratamento controle. Nas demais espécies não foram observadas diferenças em relação ao controle.

Com relação a diferenças de concentração de P entre estádios fenológicos, foram observadas maiores concentrações de P em folhas maduras nas espécies *C. brasiliense* (nas parcelas do tratamento controle) e *D. miscolobium* (nas parcelas do tratamento NP) e em todas as espécies sempre verdes localizadas nas parcelas do tratamento P. *O. hexasperma* também apresentou maior concentração de P em folhas maduras nos indivíduos localizados nas parcelas do tratamento N, e *S. ferrugineus*, no tratamento NP (Figura 4).

## c) Potássio

As concentrações de K foliar variaram entre 2,8 mg.g<sup>-1</sup> e 7,7 mg.g<sup>-1</sup> nas espécies do grupo das brevidecíduas e entre 1,9 mg.g<sup>-1</sup> e 8,6 mg.g<sup>-1</sup> nas sempre verdes. Entre as espécies brevidecíduas, como o observado para a concentração de P, *D. miscolobium* apresentou a menor concentração de K foliar. Entre as espécies sempre verdes, a menor concentração de K foi encontrada em *S. ferrugineus*.

Somente *O. hexasperma* apresentou resposta ao efeito de tratamentos. Os indivíduos localizados nas parcelas do tratamento NP apresentaram menores concentrações de K em relação aos indivíduos nas parcelas controle tanto em folhas jovens (-59%) como em folhas maduras (-50%).

Os indivíduos das espécies *C. brasiliense* (nas parcelas do tratamento controle), *O. hexasperma* (nas parcelas do tratamento N), *R. montana* (nas parcelas do tratamento P) e *S. ferrugineus* (nas parcelas do tratamentos N e P) apresentaram maior concentração de K em folhas jovens, enquanto que *D. miscolobium* apresentou maior concentração em folhas maduras em indivíduos localizados nas parcelas do tratamento controle (Figura 5).

## d) Cálcio

A concentração de Ca variou entre 1,0 mg.g<sup>-1</sup> e 19,5 mg.g<sup>-1</sup> no grupo das brevidecíduas e entre 2,5 mg.g<sup>-1</sup> e 21,7 mg.g<sup>-1</sup> no grupo das sempre verdes. Entre as brevidecíduas, *B. salicifolius* apresentou a maior concentração de Ca foliar, seguido de *C. brasiliense*. Como o observado para P e K, *D. miscolobium* apresentou a menor concentração de Ca foliar e, dentre as espécies sempre verdes, como o observado para N e P, *R. montana* também apresentou a menor concentração de Ca.

Todas as espécies analisadas apresentaram diferenças significativas na concentração de Ca entre os tratamentos de fertilização e o controle. *D. miscolobium* apresentou maiores concentrações de Ca nos indivíduos localizados nas parcelas dos tratamentos P e NP, e menores concentrações de Ca foram observados em indivíduos localizados nas parcelas do tratamento N, em folhas jovens e maduras. As espécies *O. hexasperma* e *S. ferrugineus* apresentaram maiores concentrações de Ca em folhas maduras nos indivíduos localizados nas parcelas dos tratamentos P e NP, enquanto que *B. salicifolius* e *R. montana* apresentaram maior concentração de Ca em folhas maduras nos indivíduos das parcelas do tratamento NP. Em *C. brasiliense*, a fertilização com P e NP aumentou as concentrações de Ca em relação ao controle, entretanto este efeito só foi observado em folhas jovens. As concentrações de Ca aumentaram, respectivamente entre 1,4 e 6,5 vezes em folhas jovens de *D. miscolobium* e *B. salicifolius* nos indivíduos localizados nas parcelas do tratamento NP em relação a aqueles localizados no tratamento controle.

Com relação às diferenças entre estádios fenológicos, maiores concentrações de Ca foram observadas em folhas maduras nas espécies *C. brasiliense* e *B. salicifolius* (nos indivíduos das parcelas do tratamento controle), *O. hexasperma* (nos tratamentos controle e P) e em *S. ferrugineus* no tratamento N. Por outro lado, a espécie *D. miscolobium* apresentou maior concentração de Ca em folhas jovens nos indivíduos localizados nas parcelas do tratamento NP (Figura 6).

#### e) Magnésio

As concentrações de Mg foliar variaram entre 1,0 mg.g<sup>-1</sup> e 2,7 mg.g<sup>-1</sup> nas espécies brevidécidas e entre 0,6 mg.g<sup>-1</sup> e 2,4 mg.g<sup>-1</sup> nas espécies sempre verdes. Entre as espécies brevidécidas, como o observado para P, K e Ca, *D. miscolobium* apresentou a menor concentração de Mg, e entre as sempre verdes, *S. ferrugineus* apresentou maior conteúdo de Mg foliar.

Os indivíduos de *B. salicifolius* nas parcelas do tratamento P (folhas jovens), *D. miscolobium* no tratamento N e *O. hexasperma* nos tratamentos P e NP apresentaram menores concentrações de Mg em folhas jovens e maduras quando comparadas com os indivíduos localizados nas parcelas do tratamento controle. A diminuição na concentração de Mg variou, respectivamente, entre 25% e 58% em folhas maduras de *D. miscolobium* nas parcelas do tratamento N e em folhas maduras de *O. hexasperma* no tratamento NP.

Considerando as diferenças entre estádios fenológicos, maiores concentrações de Mg foram observadas em folhas maduras nos indivíduos de *C. brasiliense* (nas parcelas do tratamento controle) e em *S. ferrugineus* (no tratamento NP) (Figura 7).

#### f) Enxofre

As concentrações de S variaram entre 0,25 mg.g<sup>-1</sup> e 1,65 mg.g<sup>-1</sup> nas espécies brevidécidas e entre 0,33 mg.g<sup>-1</sup> e 2,73 mg.g<sup>-1</sup> nas espécies sempre verdes. Dentre as espécies brevidécidas, com o observado para a concentração de N, *D. miscolobium* apresentou a maior concentração de S, e entre as sempre verdes, como o observado para a concentração de Mg, *S. ferrugineus* apresentou maior conteúdo de S.

Os indivíduos das espécies *C. brasiliense*, *B. salicifolius*, *R. montana* e *S. ferrugineus* apresentaram maiores concentrações de S em folhas jovens e maduras nas parcelas de todos os tratamentos de fertilização em relação ao observado nas parcelas controle. Em *O. hexasperma*, observou-se maior concentração de S nos indivíduos das parcelas dos tratamentos P e NP, e *D. miscolobium* apresentou maior concentração nos indivíduos das parcelas do tratamento NP (em folhas jovens e maduras). O menor aumento observado (28%) ocorreu em folhas jovens de *D. miscolobium* nas parcelas do tratamento NP, sendo que o maior aumento (6,5 vezes em relação ao controle) foi observado em folhas maduras de *S. ferrugineus* localizadas nas parcelas do tratamento P.

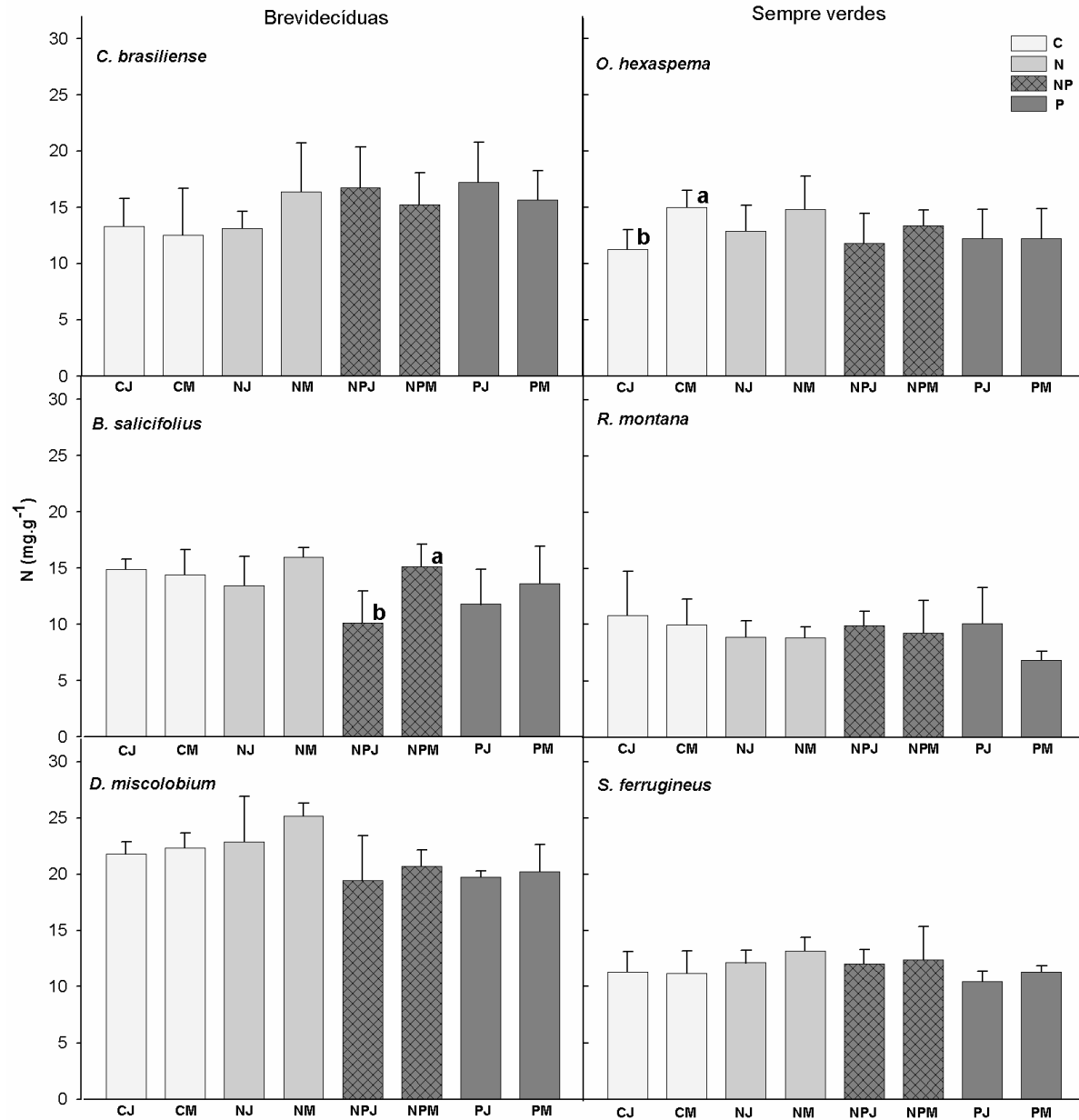
Somente em *C. brasiliense* houve diferença entre estádios fenológicos, sendo que a maior concentração de S foi observada em folhas maduras nos indivíduos do tratamento controle (Figura 8).

#### g) Ferro

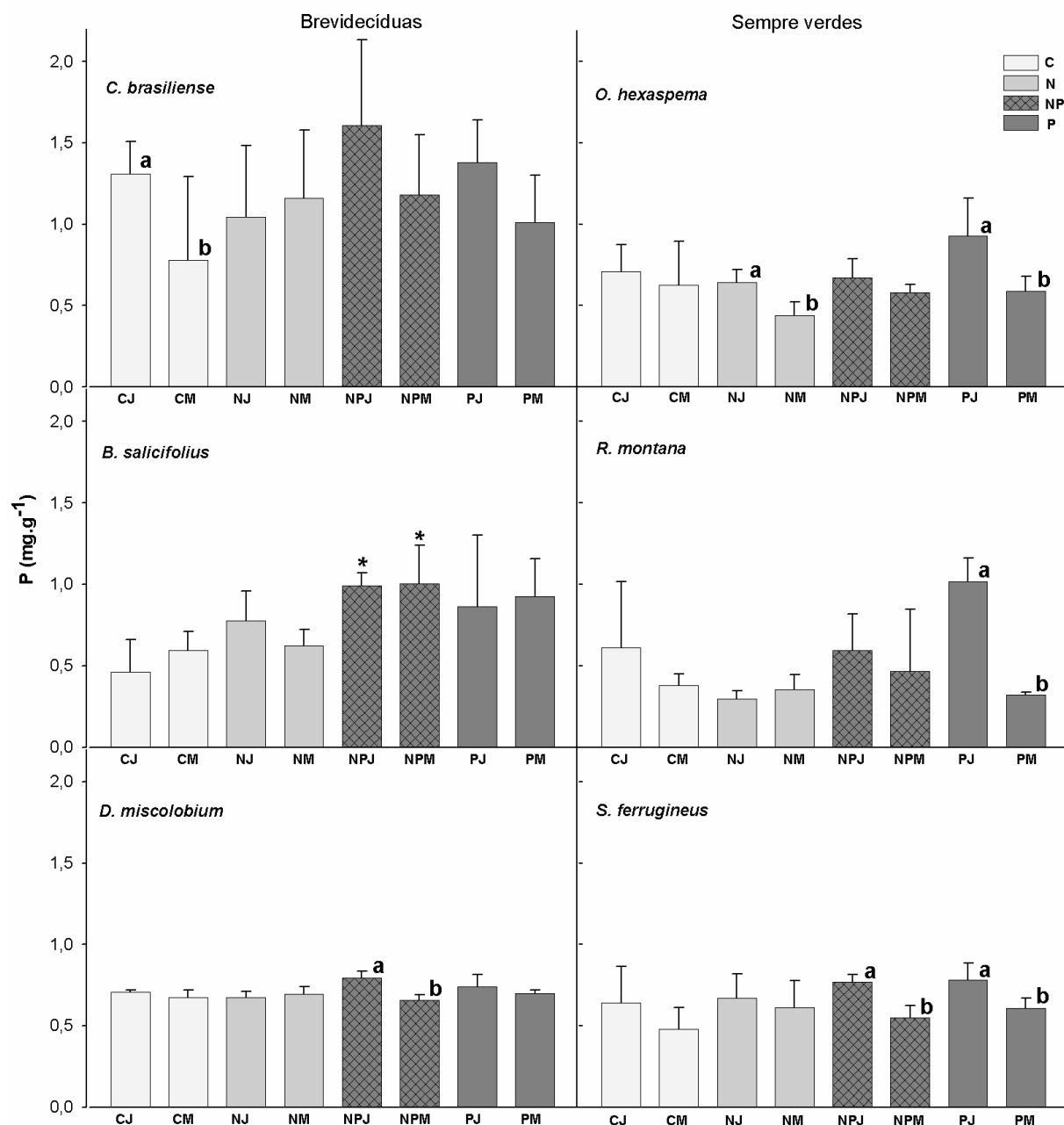
As concentrações de Fe variaram entre 16 mg.kg<sup>-1</sup> e 271,2 mg.kg<sup>-1</sup> nas espécies brevidecíduas e entre 11,8 mg.kg<sup>-1</sup> e 157,7 mg.kg<sup>-1</sup> nas espécies sempre verdes. Entre as espécies brevidecíduas, *B. salicifolius* não diferiu das espécies *C. brasiliense* e *D. miscolobium*, entretanto, *C. brasiliense* apresentou maior conteúdo de Fe foliar que *D. miscolobium*. Entre as espécies sempre verdes, *S. ferrugineus* apresentou maior concentração de Fe foliar, seguida de *R. montana* e *O. hexasperma*.

Os indivíduos localizados nas parcelas fertilizadas não apresentaram diferenças nas concentrações de Fe foliar em relação aos indivíduos do tratamento controle.

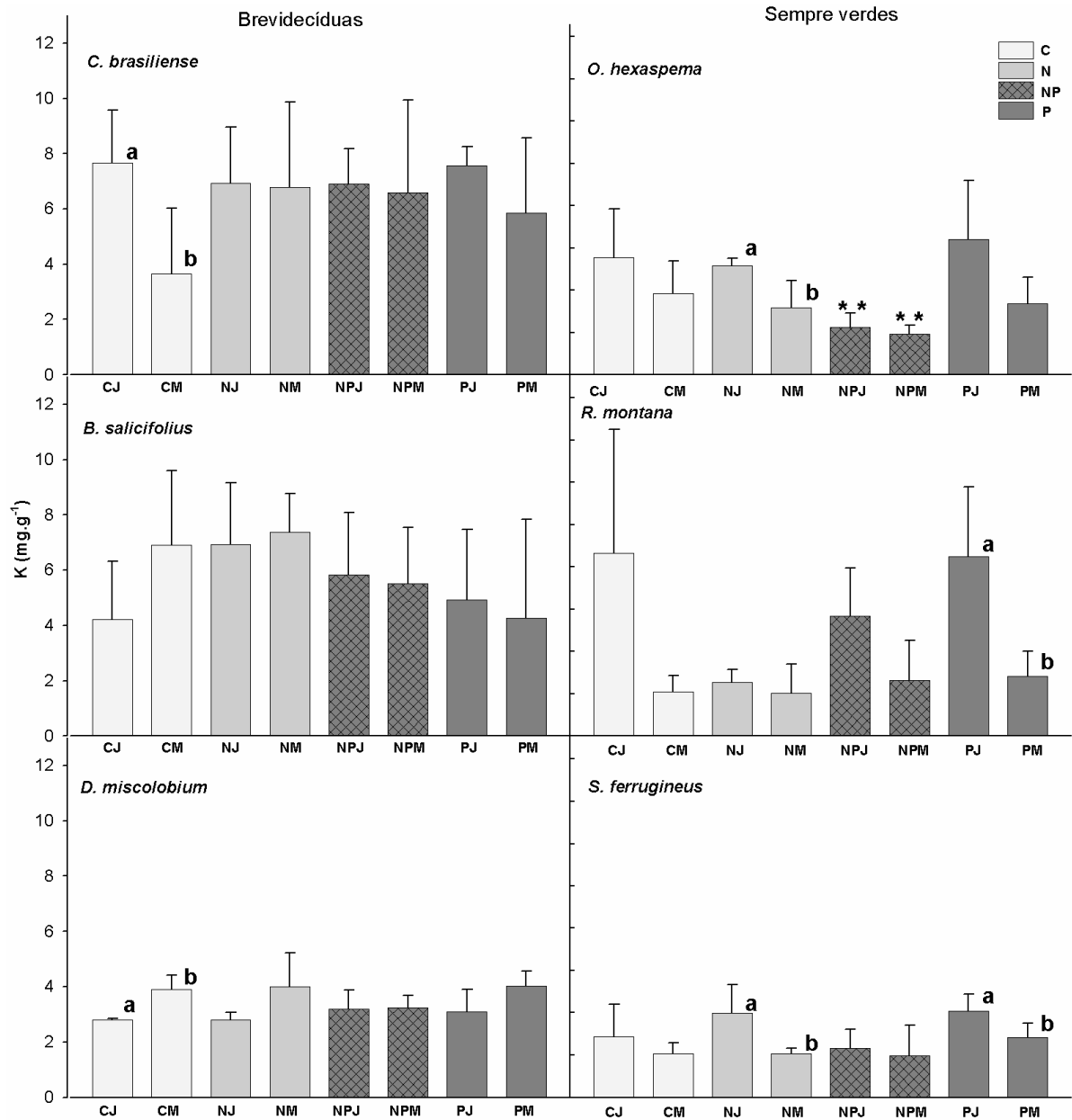
Com relação a diferenças de concentração de Fe entre estádio fenológicos, maiores concentrações foram encontradas em folhas maduras de *O. hexasperma* em todos os tratamentos. Os indivíduos das espécies *C. brasiliense* e *B. salicifolius* (nas parcelas do tratamento controle) e *S. ferrugineus* (nos tratamentos N e NP) também apresentaram maior concentração de Fe em folhas maduras (Figura 9).



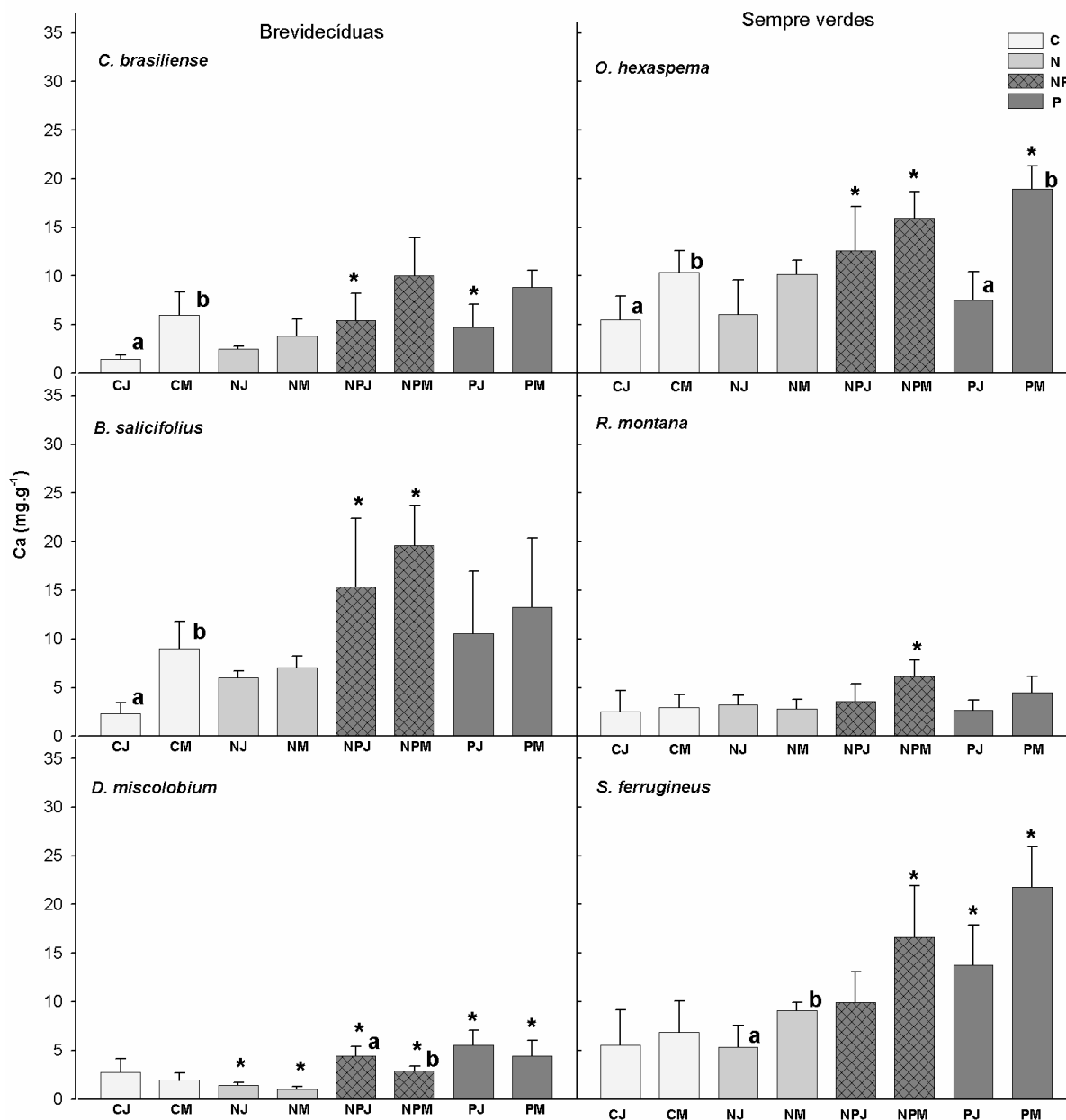
**Figura 3.** Conteúdo de N foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnnett, \*  $p < 0,05$ ).



**Figura 4.** Conteúdo de P foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidécidas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).

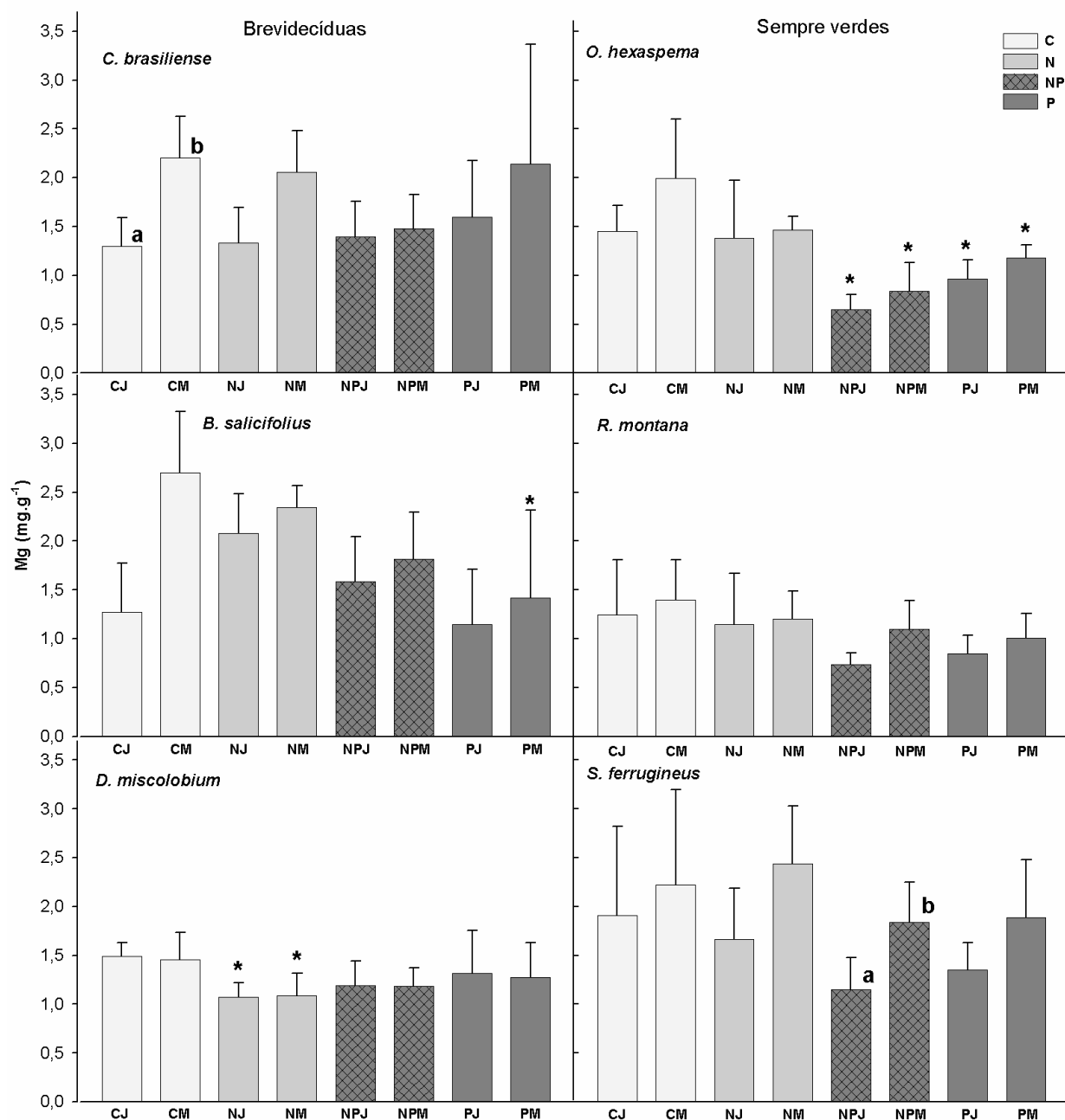


**Figura 5.** Conteúdo de K foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).

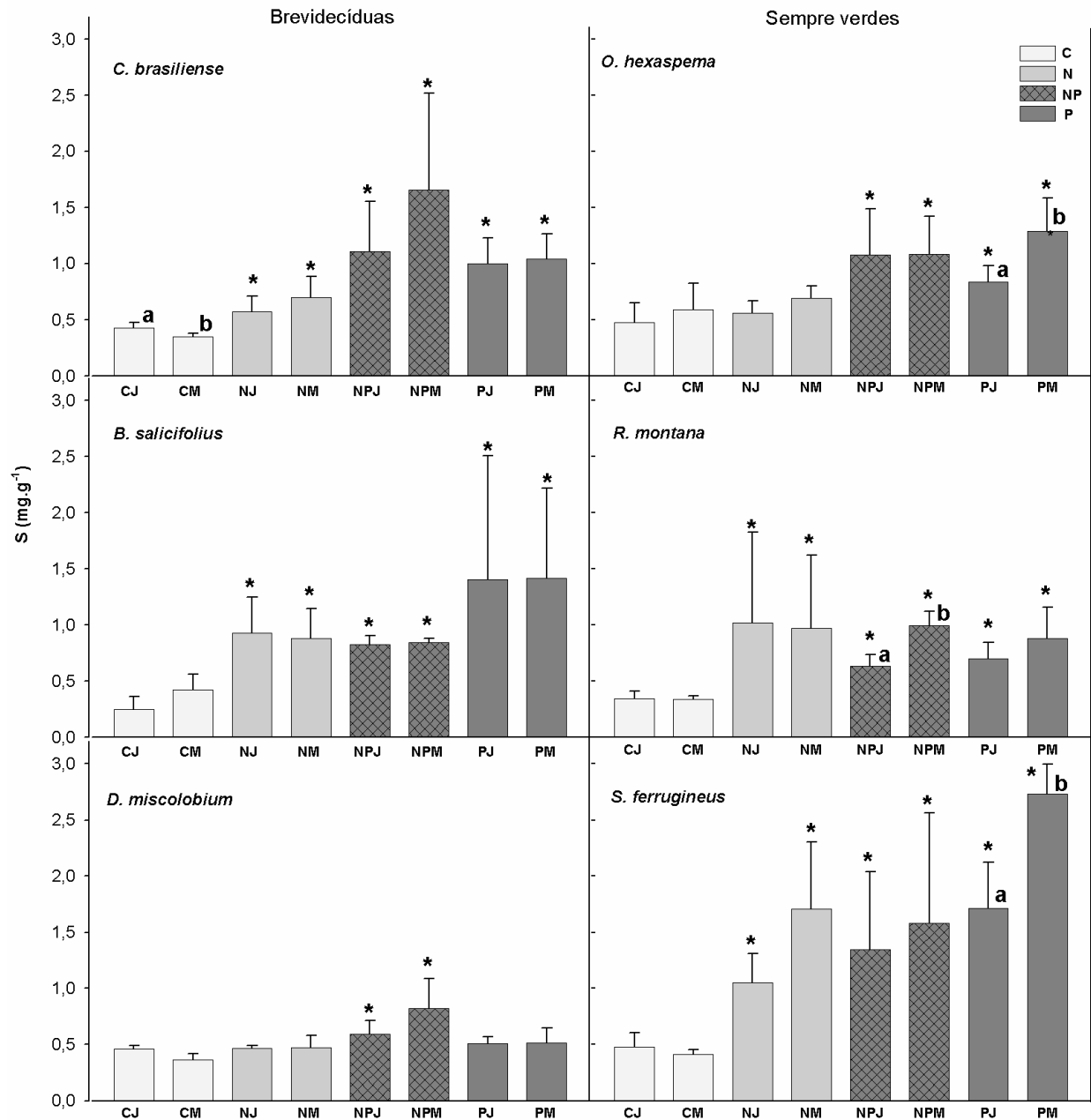


**Figura 6.** Conteúdo de Ca foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p < 0,05$ ).

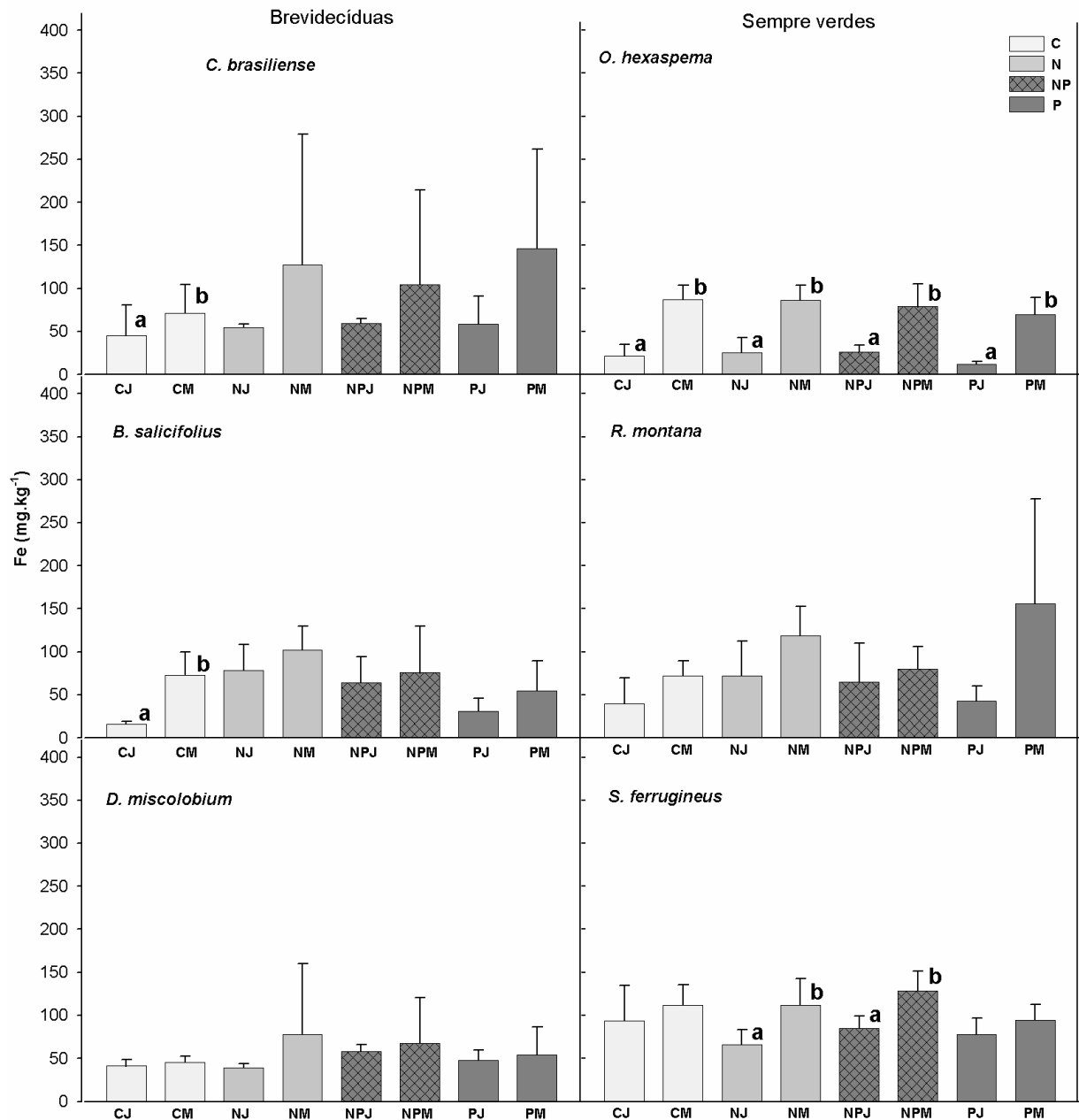




**Figura 7.** Conteúdo de Mg foliar ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).



**Figura 8.** Conteúdo de S foliar (mg.g<sup>-1</sup>) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies e sempre verdes sob quatro tratamentos (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \*  $p < 0,05$ ).



**Figura 9.** Conteúdo de Fe foliar ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) em folhas jovens (J) e maduras (M) nas espécies brevidécidas e sempre verdes sob quatro tratamentos (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). Letras diferentes indicam diferenças no conteúdo entre estágio fenológico (Bonferroni,  $p < 0,05$ ).

### 3.3. Razão N:P Foliar

Considerando todas as espécies (brevidécidas e sempre verdes), a razão N:P foliar variou entre 10,5 e 44,6 nos indivíduos localizados nas parcelas do tratamento N e foi maior em relação a razão N:P foliar dos indivíduos localizadas nas parcelas dos tratamentos P (que variou entre 6,1 e 18,9) e NP (que variou entre 6,2 e 19,4). A razão N:P foliar nos indivíduos das parcelas controle foi maior que a razão N:P foliar dos indivíduos localizadas nas parcelas do tratamento P, sendo que os valores de razão NP variaram entre 8,5 e 22,5 neste tratamento (Figura 10A).

A razão N:P foliar não apresentou diferença entre grupos fenológicos, e variou entre 6,1 e 40,6 nas espécies brevidécidas e entre 8,0 e 44,6 nas espécies sempre verdes. Os indivíduos localizados nas parcelas dos tratamentos P e NP mostraram uma razão N:P mais relacionada com a absorção de P que com a absorção de N em relação aos indivíduos localizados nas parcelas dos tratamentos controle e N (Figura 10B). Apesar dos valores de  $R^2$  serem baixos, a maior inclinação da reta nos tratamentos P e NP refletem maiores coeficientes de regressão em relação ao controle e N.

Entre as espécies brevidécidas, *B. salicifolius* apresentou maior razão N:P foliar nos indivíduos localizadas nas parcelas dos tratamentos controle ( $25,6 \pm 3,7$ ) e N ( $21,9 \pm 6,1$ ) em relação aos indivíduos localizados nas parcelas do tratamento NP ( $12,6 \pm 4,4$ ). Os indivíduos da espécie *D. miscolobium* localizados nas parcelas do tratamento P apresentaram menor razão N:P foliar ( $27,9 \pm 2,7$ ) em relação aos indivíduos localizados nas parcelas do tratamento controle ( $32,5 \pm 2,0$ ) (Figura 13).

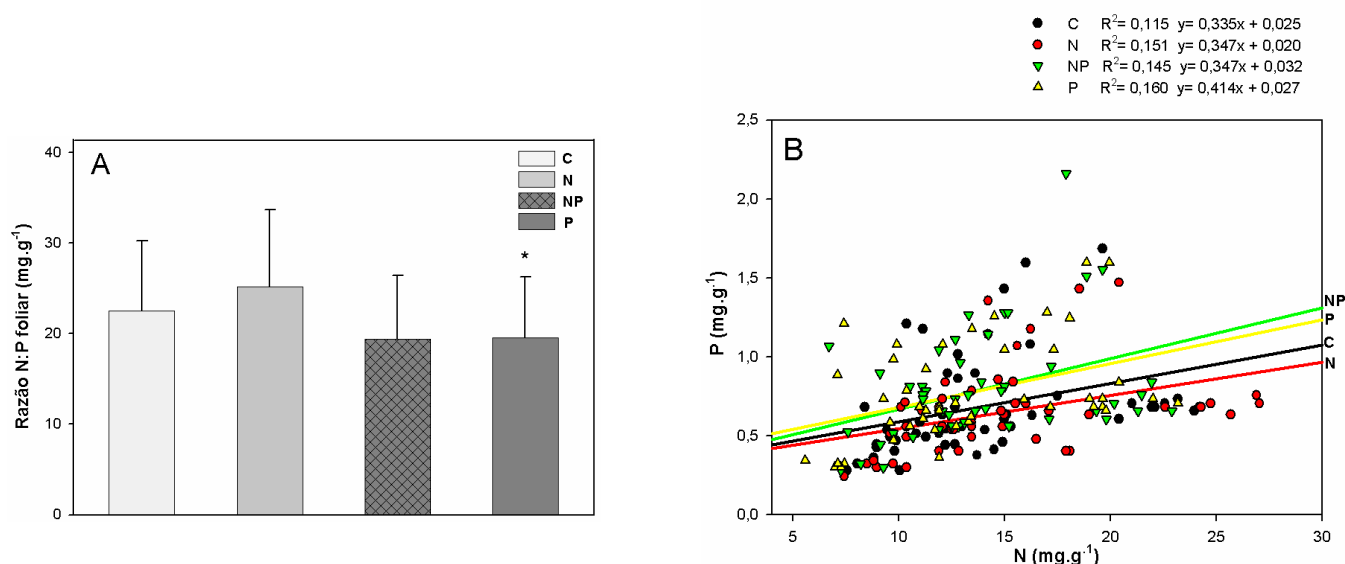
No grupo das sempre verdes, a razão N:P foliar foi maior nos indivíduos das espécies *O. hexasperma* ( $30,2 \pm 9,3$ ) e *R. montana* ( $27,3 \pm 4,8$ ) localizados no tratamento N em relação aos indivíduos localizados nas parcelas do tratamento P ( $21,6 \pm 2,2$  em *O. hexasperma* e  $17,2 \pm 6,6$  em *R. montana*). Em *O. hexasperma*, no tratamento N, os indivíduos apresentaram maior razão N:P que o observado nas parcelas controle ( $21,4 \pm 7,6$ ). Em *R. montana* ( $17,2 \pm 6,6$ ) e *S. ferrugineus* ( $16,3 \pm 3,1$ ), foram observadas menores razões N:P nos indivíduos das parcelas do tratamento P em relação aos indivíduos localizados nas parcelas controle ( $24,6 \pm 6,3$  para *R. montana* e  $21,5 \pm 6,0$  para *S. ferrugineus*) (Figura 13).

### 3.4. Relação entre nutrientes foliares e polifenóis

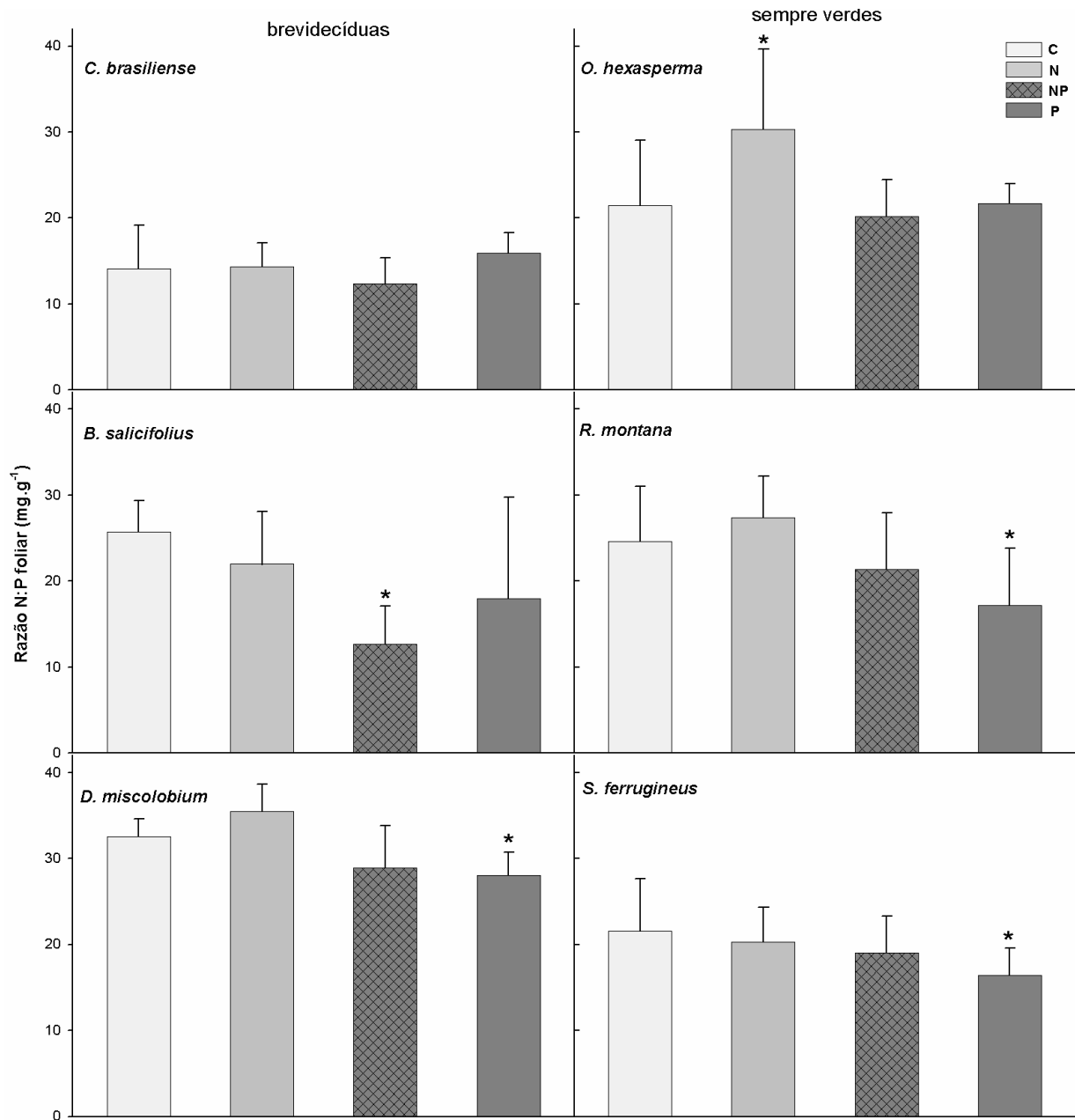
A concentração de fenóis totais nas folhas foi positivamente correlacionada com as concentrações de N (0,400;  $p < 0,001$ ), P (0,136;  $p = 0,075$ ), razão N:P (0,196  $p = 0,010$ ) e apresentou correlação negativa com as concentrações de Ca (-0,208;  $p = 0,006$ ), Mg (-0,138;  $p = 0,071$ ); S (-0,315;  $p < 0,001$ ) e Fe foliar (-0,214;  $p = 0,005$ ). A concentração de taninos apresentou correlação positiva com a razão N:P (0,182;  $p = 0,017$ ) e foi negativamente correlacionada com as concentrações

de Ca (-0,153;  $p= 0,045$ ), Mg (-0,263;  $p<0,001$ ), S (-0,204;  $p= 0,007$ ) e Fe foliar (-0,211;  $p= 0,006$ ). As correlações com fenóis totais foram maiores que as observadas para taninos, com exceção da correlação com Mg foliar.

A razão T:FT, que representa a relação do conteúdo de compostos fenólicos de alto peso molecular dentro dos compostos fenólicos totais, apresentou maior correlação com a concentração de taninos (0,484;  $p<0,001$ ;  $n= 324$ ) que com a concentração de fenóis totais foliares (-0,322;  $p<0,001$ ). A concentração de taninos e fenóis totais apresentou correlação positiva (0,629;  $p<0,001$ ).



**Figura 10.** (A) Razão N:P foliar (mg.g<sup>-1</sup>) dos indivíduos localizados na parcelas dos tratamentos de fertilização e nas parcelas controle. \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett,  $p<0,05$ ). (B) Regressão linear entre as concentrações de N e P foliar (mg.g<sup>-1</sup>) dos indivíduos nas parcelas dos quatro tratamentos ( $p<0,05$ ).



**Figura 11.** Razão N:P foliar (mg.g<sup>-1</sup>) nas espécies brevidecíduas e sempre verdes sob quatro tratamentos de fertilização (C – controle; N – nitrogênio, NP – nitrogênio + fósforo; P – fósforo). \* indica diferenças significativas com o tratamento controle (Dunnett, \* p<0,05)

## 4. Discussão

### 4.1. Fenóis totais e taninos

Somente as espécies brevidecíduas *B. salicifolius* e *D. miscolobium* apresentaram alteração na concentração de polifenóis foliares em resposta a fertilização, porém, estas respostas foram contrastantes, sem um padrão consistente de alteração. A adição de P e NP aumentou a concentração de fenóis totais e taninos em folhas imaturas de *B. salicifolius* e diminuiu a concentração de fenóis totais em folhas imaturas de *D. miscolobium* em relação ao controle. Somente *B. salicifolius* apresentou também aumento na concentração de fenóis totais em folhas maduras nas parcelas do tratamento P.

Estes resultados indicam que a produção e a alocação de polifenóis para as folhas mediante ao aumento da disponibilidade de nutrientes tem efeitos diferenciados entre espécies vegetais, até mesmo para espécies pertencentes a um mesmo grupo fenológico. Isto reforça a idéia de que modelos conceituais desenvolvidos para explicar a variabilidade nas concentrações de polifenóis vegetais não podem ser amplamente adotados (Nitao et al, 2002), ainda mais em sistemas onde a biodiversidade é extremamente elevada, como é o caso de Cerrado. De acordo com a hipótese do balanço entre carbono e nutrientes (Bryant et al, 1983), maiores concentrações de fenóis totais e taninos estariam associados a menor disponibilidade de nutrientes e menor pH. Se levarmos em consideração a hipótese de Bryant et al (1983), *D. miscolobium* apresentaria um bom exemplo para a corroboração desta hipótese, ao contrário de *B. salicifolius*.

O efeito da adição de P na alteração da concentração de polifenóis nas folhas parece ser maior que o efeito da adição de N, pois só foram observadas alterações quando este nutriente foi adicionado em forma combinada com P. A mudança de pH parece ter menor influência na concentração de fenóis totais que os nutrientes adicionais, como constatado por Kraus et al (2004) em uma floresta Californiana. Haiukioja et al (1998) propuseram que a variação nas respostas de fenóis totais e taninos a fertilização em plantas lenhosas ocorrem em razão da síntese de fenilpropanóides e proteínas competirem por um precursor comum (fenilalanina). Sendo assim, o aumento no crescimento causado pela fertilização pode provocar redução na concentração de fenóis totais e taninos devido a efeitos de diluição nos tecidos foliares.

Mesmo que a comparação das concentrações de fenóis totais e taninos entre diferentes estudos seja dificultada por diferenças nos métodos de determinação (Yu e Dahlgren 2000; Escarpa e Gonzáles, 2001), a concentração de fenóis totais e taninos nas folhas das espécies analisadas no presente estudo situaram-se dentro da variação de 5% a 25% para fenóis totais e 1% a 25% para a concentração de taninos normalmente encontrada na literatura (Hattenschwiler e Vitousek, 2000; Hattenschwiler et al, 2003; Kraus et al, 2003, Kraus et al, 2004). Possivelmente, estes valores seriam

maiores antes da queimada, pois de acordo com Ferwerda et al (2006), a concentração de fenóis totais e taninos foliares diminuem após a queima da vegetação.

Especialmente nas brevidecíduas *C. brasiliense* e *B. salicifolius*, a concentração de fenóis totais chegou a 1/4 do peso seco da folha, o que demonstra que estas espécies investem boa parte dos seus recursos para produção de compostos fenólicos. Para espécies que evoluíram em solos ácidos e altamente intemperizados, a produção de fenóis totais e taninos apresenta vantagem evolutiva (Northup et al, 1995a; 1998; Chapin, 1995), e o aumento na disponibilidade de nutrientes dificilmente modificaria um padrão altamente calcado em bases genotípicas em curto espaço de tempo, como o observado para quatro das seis espécies analisadas no presente trabalho.

As espécies que responderam a fertilização alterando as concentrações de polifenóis apresentam alto requerimento nutricional, e no caso de *B. salicifolius*, a resposta à fertilização com P e NP pode ter sido tanto em nível de crescimento quanto em nível de produção de compostos fenólicos, sem necessariamente ter ocorrido inibição na síntese de fenilpropanóides para favorecer a síntese de proteínas. Já a espécie *D. miscolobium* possivelmente possui maior controle sobre a produção de compostos fenólicos em níveis que não prejudiquem sua aquisição simbiótica de N, sendo assim, a adição de NP pode ter diminuído a concentração de fenóis totais devido a estes compostos apresentarem supressão da nodulação radicular e da quantidade de leghemoglobina, o que reduz a fixação simbiótica de N em leguminosas (Blum e Rice, 1969). Além disso, pode ter ocorrido diluição dos fenóis totais nos tecidos foliares em resposta a maior disponibilidade de P, como observado por Häring et al (2008).

Outros estudos já constataram a ausência de influência da fertilidade no solo na concentração de fenóis totais e taninos foliares. Castells e Peñuelas (2003) não encontraram associação entre maior disponibilidade de nutrientes a maiores concentrações de compostos fenólicos na espécie *Cistus albidus* entre solos arenosos e calcáreos em uma área montanhosa da Espanha. Ferwerda et al (2005) não encontraram diferenças na concentração de taninos entre plantas de *Colophospermum mopane* crescidas em vasos com diferentes dosagens de N e P. Hattenschwiler et al (2003), trabalhando em um experimento de fertilização no Havaí, também verificaram grande variabilidade na produção de fenóis totais e taninos em resposta a fertilização com N, P e NP, sem a exibição de padrão consistente. Os autores interpretam que as respostas à fertilização têm maior influência de características genotípicas que de características fenotípicas e ambientais.

A grande variação intraespecífica na produção de polifenóis também é outro fator que deve ser considerado, pois está relacionado a diferenças genotípicas e fenotípicas exibidas pelas populações, dificultando a associação da variação de polifenóis com diferenças na disponibilidade de nutrientes (Kraus et al, 2003). Schweitzer et al (2008) indicam que as variações nas concentrações de polifenóis no gênero *Populus* estão mais relacionados a diferenças genotípicas individuais do que as características ambientais como disponibilidade de recursos e herbivoria. Segundo os autores, a expressão na concentração de fenóis totais e taninos podem ser de base genética entre espécies e



genótipos e podem apresentar diferenças entre as plasticidades fenotípicas específicas individuais em resposta a variações ambientais.

Os resultados demonstram que as concentrações de fenóis totais e taninos foliares de espécies lenhosas do cerrado apresentam pouca alteração em respostas a fertilização, e quando esta acontece, não possui um padrão definido. Isto pode ser devido à alta diversidade de espécies, que exibem diferentes comportamentos genotípicos e fenotípicos na produção de metabólitos secundários em resposta a fertilização. Este resultado difere de trabalhos realizados em outros ecossistemas, onde o aumento na disponibilidade de nutrientes geralmente diminui a concentração de fenóis totais e taninos (Fajer et al, 1992; Haukioja et al, 1998, Keinanem et al, 1999; Kraus et al, 2004). Entretanto, as altas concentrações de fenóis totais nas espécies brevidecíduas nas parcelas do tratamento controle vão de acordo com estudos que relacionam solos intemperizados de baixa fertilidade química com altas concentrações destes metabólitos (Northup et al, 1995a, 1998).

#### 4.2. Fenóis totais e taninos entre estádios fenológicos

Apesar das concentrações de fenóis totais e taninos entre estádios fenológicos não terem exibido padrão comum entre as espécies, houve tendência de redução na concentração de taninos durante a maturação nas folhas das brevidecíduas *B. salicifolius* (nas parcelas dos tratamentos fertilizados) e *C. brasiliense* (nas parcelas do tratamento P), e nas sempre verdes *O. hexasperma* e *S. ferrugineus* em todos os tratamentos (com exceção do tratamento NP, em *O. hexasperma*). As concentrações de fenóis totais também diminuíram com a maturidade foliar em *C. brasiliense* (nas parcelas do tratamento controle) e *B. salicifolius* (nas parcelas do tratamento NP). Por outro lado, *S. ferrugineus* e *R. montana* aumentaram esta concentração com a maturidade foliar nas parcelas dos tratamentos N e P, respectivamente. Isto pode ser verificado pela diminuição da porcentagem de taninos dentro do grupo dos fenóis totais (T:FT) entre folhas em brotação e maduras das espécies sempre verdes. A T:FT diminui, respectivamente, de 48% para 24% em *S. ferrugineus* e de 49% para 36% em *R. montana*. Entre as espécies brevidecíduas, a T:FT apresentou menor variação, sendo que *D. miscolobium* praticamente manteve a T:FT constante entre 21 e 22 durante a maturidade foliar.

Este resultado demonstra que apesar da tendência de diminuição nas concentrações dos metabólitos durante a maturação foliar, as brevidecíduas *C. brasiliense* e *B. salicifolius* e as sempre verdes *R. montana* e *S. ferrugineus* aparentemente exibem padrão diferente em relação à variação na concentração dos compostos fenólicos durante a maturação da folha, onde a principal diferença reside na diminuição da T:FT nas espécies sempre verdes devido ao acúmulo de fenóis totais em folhas maduras. Isto pode ser devido a menor polimerização destes compostos em folhas de espécies sempre verdes durante a maturação. Como as folhas das espécies sempre verdes têm maior tempo de vida que folhas de espécies decíduas e brevidecíduas (Franco et al, 2005; Lenza e Klink, 2006) este

mecanismo pode ter a finalidade de manter as funções ecológicas dos fenóis totais por mais tempo, como a proteção contra oxidação durante a maturidade e a pré-senescência (McKee et al, 2002). A baixa área foliar específica das espécies sempre verdes também pode ter contribuído para a atenuação da lixiviação de compostos fenólicos de baixo peso molecular, pois folhas com alta massa por unidade de área geralmente possuem uma cutícula lipídica envolvida na redução da perda de água e solutos (Villar e Merino, 2001).

Outros autores também observaram que espécies em áreas de cerrado e savana apresentam aumento nas concentrações de fenóis totais em folhas maduras, como o observado para *R. montana* e *S. ferrugineus*. Gonçalves-Alvim et al (2006) encontraram diminuição na concentração de taninos e aumento na concentração de fenóis totais com a maturidade foliar na espécie *Q. parviflora* em áreas de cerrado, cerradão e campo sujo. As concentrações de fenóis totais observados pelos autores para *Q. parviflora* foram 50% menores que as concentrações observadas em folhas maduras de *R. montana* e *S. ferrugineus* nas parcelas do tratamento controle. Teklay (2004) também constatou que as concentrações de fenóis totais aumentaram em folhas senescentes de três espécies lenhosas em uma savana na Etiópia.

Ao contrário do relatado para as espécies sempre verdes *R. montana* e *S. ferrugineus*, decréscimos substanciais no conteúdo de fenóis de baixo peso molecular e o aumento de fenóis de alto peso molecular durante a maturidade e a senescência foliar são comumente relatados devido ao acréscimo na complexação entre taninos e proteínas em folhas maduras e senescentes (Hattenschwiler e Vitousek, 2000; Kraus et al, 2003).

Por outro lado, diminuições nas concentrações de fenóis totais e taninos durante a maturação foliar também são comuns em outros ecossistemas. Covelo e Gallardo (2004) verificaram que o conteúdo de fenóis totais e taninos decresceram de folhas maduras para senescentes em florestas de pinus e carvalhos no noroeste da Espanha, o que corrobora os resultados encontrados no presente trabalho para as brevidecíduas *C. brasiliense* e *B. salicifolius*. Lin et al (2007), trabalhando em floresta estuarina na China, também observaram que a concentração de fenóis totais e taninos foliares de *A. corniculatum* foram maiores em folhas jovens que em maduras, e com a maturação e senescência, a concentração de fenóis totais diminuiu. Os autores atribuíram as perdas a efeitos de degradação dos compostos fenólicos, polimerização entre compostos de baixo peso molecular, lixiviação e ligação com proteínas e fibras.

Entretanto, a ausência de um padrão de concentração de compostos fenólicos durante a maturidade foliar são também relatados na literatura. Em uma floresta na Malásia sobre solo arenoso Cooke et al (1984) não encontraram diferenças significativas na concentração de taninos entre folhas jovens e maduras em espécies dos gêneros *Eugenia* e *Shorea*. Kandil et al (2004) constataram que folhas da espécie de mangue *Rizophora mangle* não apresentam alterações significativas na concentração de compostos fenólicos durante a maturação e senescência, entretanto, a composição relativa dos compostos fenólicos sofreu alterações. Os autores relataram desaparecimento de

compostos de baixo peso molecular, com aumento nas concentrações de taninos poliméricos de alto peso molecular, como os taninos condensados.

Considerando a alta diversidade de espécies lenhosas no cerrado, é difícil fazer uma conclusão devido à falta de padrões comuns entre as espécies e tratamentos na concentração de fenóis totais e taninos em diferentes estádios fenológicos foliares nas espécies analisadas. Entretanto, o padrão mais evidente consistiu na redução da concentração de fenóis totais e taninos durante o processo de maturação foliar, com exceção das espécies sempre verdes *R. montana* e *O. hexasperma*. Devido a associação entre a baixa concentração de fenóis totais em relação à concentração de taninos nas espécies sempre verdes e as baixas concentrações de fenóis totais nas folhas de *R. montana* e *S. ferrugineus*, uma possível proteção contra lixiviação e polimerização de compostos de baixo peso molecular pode ter contribuído para a redução da perda de fenóis totais durante a maturação foliar nestas espécies.

#### 4.3. Nutrientes foliares

Tal qual o observado para fenóis totais e taninos, não foi observado padrão comum de alteração nas concentrações dos nutrientes foliares em resposta a fertilização. Os resultados demonstram que as concentrações de P, K e Mg variaram em função das espécies. Contudo, a adição de NP aumentou a concentração foliar de Ca e S de todas as espécies analisadas. A adição de P também propiciou aumento nas concentrações de Ca e S, porém este aumento ocorreu em cinco espécies para a concentração de S e em quatro espécies para concentração de Ca. O aumento nas concentrações de Ca e S nas parcelas com adição de P e NP é uma consequência da aplicação dos fertilizantes superfosfato simples (que contém Ca e S), e sulfato de amônia, que contém S na sua fórmula.

Em particular, a espécie *B. salicifolius* aumentou a concentração foliar de P no tratamento NP e diminuiu a concentração de Mg foliar no tratamento P. A concentração de Mg foliar também diminuiu nas espécies *D. miscolobium* nas parcelas do tratamento N e em *O. hexasperma* nas parcelas dos tratamentos P e NP, sendo que esta última espécie também diminuiu a concentração foliar de K em relação ao observado nas parcelas controle. As alterações nas concentrações de nutrientes foliares em nível de espécie foram semelhantes ao padrão de alteração na concentração de nutrientes na serapilheira das parcelas fertilizadas.

Maiores concentrações de P, Ca e S na serapilheira das parcelas dos tratamentos P e NP durante o período pós-fogo, menores concentrações de Mg na serapilheira das parcelas N e NP e menores concentrações de K na serapilheira nas parcelas do tratamento P sugerem que outras espécies da comunidade também possam estar respondendo aos tratamentos de fertilização no mesmo sentido que as espécies analisadas. Isto é reflexo do aumento da concentração de P e Ca no solo das

parcelas P e NP, que favoreceu o aumento na concentração destes nutrientes nas folhas das espécies lenhosas e também na serapilheira da comunidade, enquanto que possíveis desbalanços entre os cátions levaram a menores concentrações de K e Mg nas folhas e na serapilheira.

No início do experimento de fertilização no IBGE (após duas adubações), a concentração de N e P não foi alterada nas folhas das espécies *C. brasiliense*, *Q. parviflora*, *O. hexasperma* e *S. macrocarpa*. Somente a espécie *B. salicifolius* apresentou aumento na concentração de P foliar nas parcelas do tratamento P (Kozovits et al, 2007). Sete anos após a primeira fertilização, as espécies *B. salicifolius* e *Q. parviflora* aumentaram a concentração de N foliar nas parcelas do tratamento N, a espécie *B. salicifolius* aumentou a concentração de P foliar nas parcelas dos tratamentos P e NP, enquanto que *C. brasiliense* aumentou a concentração foliar de P nas parcelas do tratamento NP. A espécie *Q. parviflora* também aumentou as concentrações de P nos tratamentos N, P e NP, sendo que a concentração de Ca foliar aumentou nas quatro espécies nos tratamentos P e NP (Saraceno, 2006). O efeito da fertilização no conteúdo de nutrientes foliares do presente trabalho foi menos expressivo do que o observado por Saraceno (2006), contudo, os efeitos foram mais intensos que o observado por Kozovits et al (2007).

Este comportamento sugere que as respostas da fertilização no conteúdo de nutrientes foliares em espécies lenhosas do cerrado parecem ser dependentes do tempo de fertilização e de distúrbios como o fogo. A medida em que os nutrientes foram disponibilizados de forma contínua, o aporte adicional de nutrientes passou a ser direcionado para parte aérea, aumentando o acúmulo de nutrientes foliares. Após a queimada, a demanda por nutrientes (principalmente por aqueles com suprimento adicional) para a construção de tecidos pode ter sido aumentada, o que diminuiu o armazenamento destes nas folhas.

Plantas com alta razão N:P geralmente alocam menos biomassa para raízes, favorecendo o investimento em matéria seca de folhas em consequência do acúmulo de produtos assimilados (Güsewell, 2004). Sendo assim, durante as primeiras fertilizações, o aumento na disponibilidade de nutrientes no solo não propiciou diferença significativa na razão N:P das folhas de cinco espécies dominantes (Kozovits et al, 2007). Sete anos depois, Saraceno (2006) constatou que a razão N:P aumentou nas folhas de três espécies nas parcelas do tratamento N e diminuiu em quatro espécies nas parcelas do tratamento P. Após a queimada, a adição de P diminuiu a razão N:P em folhas de *R. montana*, *S. ferrugineus* e *D. miscolobium* e a adição de NP diminuiu a razão N:P em *B. salicifolius*. Entretanto, somente *O. hexasperma* aumentou a razão N:P com a adição de N.

Neste trabalho, a diminuição da razão N:P com adição de P indica que as plantas podem estar absorvendo o P adicionado em maior taxa que a absorção de N. A única espécie que respondeu significativamente a adição de N e aumentou a razão N:P foi *O. hexasperma*, que também apresentou maior eficiência na retranslocação de P entre as espécies analisadas por Kozovits et al (2007). Após o fogo, quando consideramos as seis espécies analisadas dentro das parcelas dos tratamentos de fertilização, a adição de P também diminuiu em maior intensidade a razão N:P do que a adição de N

aumentou esta razão, o que é um reflexo de que as plantas lenhosas de cerrado absorvem mais P em relação a N quando a disponibilidade destes nutrientes é aumentada.

No entanto, as espécies lenhosas de cerrado sentido restrito apresentam variação em relação à limitação por N e por P, porém, a limitação por P é mais freqüente. Araújo e Haridasan (2007) reportaram razão N:P média de 23 nas folhas de 15 espécies lenhosas, enquanto Nardoto et al (2006), trabalhando com dez espécies lenhosas de cerrado sentido restrito, encontraram razão N:P média de 18, com variações entre 15 e 27. Carvalho et al (2007) verificaram que a razão N:P nas folhas de seis espécies lenhosas de cerrado variou entre 19,4 e 24,3. Todos os autores concluíram que as espécies são mais limitadas por P, com exceção de Araújo e Haridasan (2007), que constataram que *Q. parviflora*, *Kielmeyera coriacea*, *B. salicifolius* e *C. brasiliense* têm maior limitação por N no início da época chuvosa.

Na área do experimento de fertilização, Kozovits et al (2007) constataram que as espécies *Q. parviflora*, *S. macrocarpa* e *B. salicifolius* apresentaram maior limitação por P, enquanto que *C. brasiliense* e *S. macrocarpa* mostraram-se mais limitadas por N. Saraceno (2006) também verificou que *C. brasiliense* mostrou tendência de maior limitação por N, enquanto as demais espécies (*Q. parviflora*, *B. salicifolius* e *O. hexasperma*) foram mais limitadas por P. No presente estudo, a espécie *C. brasiliense* apresentou razão N:P média de 14,2, variando entre 12,3 no tratamento NP e 15,9 no tratamento P, o que indica que a espécie está situada em patamar de co-limitação. As demais espécies analisadas apresentaram maior limitação por P, com valores médios de razão N:P acima de 16.

A maior limitação por P que por N pelas espécies analisadas também pode ser observada quando analisamos as diferenças nas concentrações de N e P entre folhas jovens e maduras. Cinco espécies apresentaram diminuição de P em folhas maduras, variando entre 17% de redução nas folhas de *D. miscolobium* nas parcelas do tratamento NP e 69% de redução nas folhas maduras de *R. montana* nas parcelas do tratamento P. Por outro lado, as concentrações de N aumentaram 49% e 33% nas folhas maduras de *B. salicifolius* nas parcelas do tratamento NP e nas folhas maduras de *O. hexasperma* nas parcelas do tratamento controle, respectivamente. Devido à alta limitação por P, este nutriente é retranslocado antes mesmo das folhas entrarem em processo de senescência.

É provável que o aumento da concentração de nutrientes foliares em resposta à fertilização pode estar relacionado a diferenças no requerimento nutricional das espécies. Neste contexto, *B. salicifolius* é altamente responsiva à fertilização, apresentando maiores respostas que as demais espécies. A sempre verde *S. ferrugineus* também é responsiva à fertilização, apresentando alta capacidade de armazenamento de Ca e S nas folhas. A adição conjunta de N e P apresentou maior influência que a adição isolada dos elementos no aumento das concentrações foliares de S e Ca, que ocorreu em todas as espécies. Outros autores também constataram que espécies lenhosas de cerrado sentido restrito são capazes de aumentar a concentração de nutrientes foliares em resposta à fertilização (Garcia, 1990; Moraes, 1994; Silva, 2001). Estes autores também observaram que as

respostas à adubação na alteração da concentração de nutrientes foliares foram diretamente influenciadas pelo requerimento nutricional das espécies.

Os resultados do presente trabalho demonstram que as espécies lenhosas do cerrado são capazes de aumentar a concentração de nutrientes foliares em condições de maior disponibilidade destes no solo, porém ocorrem variações nas respostas individuais, que aparentam ter relação com o requerimento nutricional da espécie. As mudanças nos padrões nutricionais do solo podem acarretar em alterações na composição de espécies em longo prazo, pois, em geral, ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes, como áreas de cerrado sentido restrito, apresentam alta ocorrência de espécies de crescimento lento, com baixos teores de nutrientes nas folhas. Com uma elevação no nível nutricional, estas espécies tendem a ser substituídas por espécies com maiores taxas de crescimento e maior capacidade de aumentar os níveis de nutrientes nas folhas (Aerts e Chapin, 2000).

#### **4.4. Nutrientes foliares, fenóis totais e taninos entre grupos fenológicos**

As brevidecíduas apresentaram maiores concentrações foliares de N, P, K, Mg, fenóis totais e taninos, enquanto que maiores concentrações de Ca e S foram encontradas nas folhas das sempre verdes. Araújo e Haridasan (2007) encontraram maiores concentrações de N, P, Ca e Mg em espécies brevidecíduas em relação às sempre verdes. No presente trabalho, as altas concentrações de Ca nas folhas de *O. hexasperma* e *S. ferrugineus* nas parcelas dos tratamentos P e NP e as altas concentrações de S em *S. ferrugineus* nas parcelas dos tratamentos fertilizados influenciaram na maior concentração de Ca e S nas folhas de sempre verdes em relação as brevidecíduas.

As concentrações de fenóis totais e taninos nas folhas correlacionaram-se positivamente em ambos grupos fenológicos. Contudo, a menor concentração destes metabólitos nas folhas das espécies sempre verdes pode ser devido às altas concentrações de Ca e S foliar destas espécies, pois observou-se relação inversa da concentração destes elementos com a de fenóis totais e taninos. Por outro lado, a maior concentração de fenóis totais e taninos nas folhas das brevidecíduas pode ser devido a maior concentração de N e P foliar, que foi positivamente relacionada com a concentração de fenóis totais.

Devido a grande diversidade, as plantas lenhosas do cerrado exibem diferentes padrões fenológicos entre espécies sempre verdes com crescimento contínuo (que produzem novas folhas continuamente ao longo do ano), sempre verde com crescimento sazonal (que produzem folhas novas concomitantemente a perda de folhas) e espécies decíduas e brevidecíduas, que perdem folhas no final da época seca, com curto período sem folhas ou com poucas folhas (Lenza e Klink, 2006). Diferentes estratégias fenológicas possibilitam características competitivas específicas, sendo que o custo de construção foliar é parâmetro fundamental na determinação destas características. Enquanto sempre verdes tem a vantagem de realizar fotossíntese por um maior período do ano, as espécies com

deciduidade normalmente possuem a vantagem de produzir folhas com maior área específica, compensando o custo de N e P foliar com maior taxa de fotossíntese por unidade de área (Montes e Medina, 1977). Segundo Franco et al (2005), a maior longevidade foliar e a menor área foliar específica são estratégias para minimizar o custo de construção foliar de espécies sempre verdes em ambientes distróficos.

Em espécies de lenhosas de cerrado, a concentração de N e P foliar foi positivamente correlacionada com área foliar específica (Franco et al, 2005; Araújo e Haridasan, 2007). Entre os grupos fenológicos, as brevidecíduas possuem maior área foliar específica que as sempre verdes (Silva, 2001; Franco et al, 2005; Araújo e Haridasan, 2007) e apresentam maior taxa de assimilação de CO<sub>2</sub> por unidade de massa (Franco et al, 2005). A área foliar específica foi negativamente correlacionada com o custo de construção foliar em diversos ecossistemas, sendo que baixos valores de área foliar específica são relacionados com maior produção de componentes não fotossintetizantes, como ligninas, celulose, hemicelulose, fenóis totais e taninos, lipídios e graxas (Villar e Merino, 2001).

Um menor investimento em lignina e cutícula foliar e o maior investimento em compostos estruturais mais baratos como a celulose e a hemicelulose, pode ser estratégia das brevidecíduas para investirem mais energia na produção de fenóis totais e taninos. Por outro lado, as espécies sempre verdes podem estar investindo mais em compostos fenólicos estruturais de alto peso molecular (ligninas) e produzindo cutículas foliares mais espessas, com maior gasto lipídico, o que encarece o custo de construção em razão da síntese de ligninas e lipídios ter custo mais elevado que a de fenóis totais e taninos (Villar et al, 2006).

A concentração média de fenóis totais foliares foi 55,5% maior nas brevidecíduas, enquanto que a diferença na concentração de taninos entre os grupos fenológicos cai para metade deste valor. A concentração de compostos fenólicos de baixo peso molecular tem correlação negativa com a concentração de lipídios e graxas, que são associados a folhas com menor área específica (Villar e Merino, 2001; Villar et al, 2006). A maior área foliar específica e as maiores taxas de fotossíntese por unidade de área em folhas de brevidecíduas requerem um mecanismo de proteção contra efeitos da alta radiação luminosa. Muitos compostos fenólicos de baixo peso molecular (fenóis simples, ácidos fenólicos e flavonóides) atuam como antioxidantes devido ao seu alto potencial redox e a sua relativa estabilidade (Hagerman, 2002). Ambientes com alta luminosidade e alta irradiação de UV-B são associados com altas concentrações de compostos fenólicos, sendo que estes compostos aumentam com os níveis de UV-B (Day, 2001). Já os compostos fenólicos de alto peso molecular (taninos condensados) estão associados a defesas foliares contra insetos herbívoros, fungos e bactérias fitopatogênicas (Lindroth et al, 1993; Bennett e Wallsgrove, 1994; Häring et al, 2008). Sendo assim, a menor diferença na concentração de taninos entre grupos fenológicos demonstra que ambos grupos investem em defesas químicas anti-herbivoria. Entretanto, devido a maior concentração de nutrientes

nas folhas e menor investimento em proteção estrutural por parte das brevidecíduas, a concentração de taninos é maior neste grupo.

A associação da maior concentração de nutrientes com maiores concentrações de fenóis totais e taninos em folhas de brevidecíduas pode ser benéfico para a manutenção dos nutrientes durante a ciclagem biogeoquímica, pois estes compostos suprimem a atividade microbiana e reduzem as taxas de decomposição da serapilheira, diminuindo as perdas de nutrientes por lixiviação (Hättenschwiler e Vitousek, 2000; Hättenschwiler et al, 2005). Espécies decíduas e brevidecíduas possuem maior quantidade de nutrientes em folhas mais efêmeras (Franco et al, 2005) e geralmente possuem raízes dimórficas, que exploram as camadas superficiais do solo, mais ricas em nutrientes (Scholz et al, 2008). Espécies sempre verdes possuem menores concentrações de nutrientes em folhas mais longevas (Franco et al, 2005), e apresentam raízes monomórficas maiores e mais profundas que absorvem água de camadas inferiores durante a época seca (Scholz et al, 2008).

Fisher et al (2006) inferiram que os genes para produção de taninos podem interligar a química foliar com o crescimento de raízes. Estes autores relacionaram maiores investimentos em biomassa de raízes superficiais a maiores concentrações de taninos nas folhas de *Populus angustifolia* e *P. fremontii* localizadas em um jardim experimental em Utah (EUA). Os autores constataram que a concentração de taninos foi inversamente relacionada com as taxas de mineralização, e que a diminuição na ciclagem de N e de outros nutrientes resultante de folhas com alta concentração de taninos requer um acréscimo no crescimento de raízes finas superficiais para suprir as demandas por nutrientes.

Diante do exposto, a associação de maiores concentrações de N, P, K e Mg com maiores concentrações de fenóis totais e taninos em folhas com menor duração parecem estar relacionadas a uma proteção química das folhas, com efeitos benéficos para a conservação de nutrientes durante a decomposição. O menor investimento das espécies sempre verdes em fenóis totais e taninos pode ser devido a um maior investimento em lignina e estruturas cuticulares como ceras e graxas, que oferecem maior proteção física da folha e mantém a sua estrutura por mais tempo.



## 5. Conclusões

Considerando às hipóteses formuladas, os resultados deste trabalho permitem as seguintes conclusões:

- a) As respostas na concentração de polifenóis e nutrientes foliares não apresentaram padrão comum entre as espécies. Somente as concentrações foliares de Ca (nos indivíduos localizados nas parcelas dos tratamentos P e NP) e S (nos indivíduos localizados nas parcelas dos tratamentos N, P e NP) apresentaram padrão de aumento em resposta a fertilização.
- b) O grupo das brevidecíduas apresentou maior concentração foliar de fenóis totais, taninos, N, P, K e Mg que o grupo das sempre-verdes.
- c) As brevidecíduas diminuíram a concentração de fenóis totais e taninos, enquanto que as sempre verdes aumentaram a concentração de fenóis totais e diminuíram a concentração de taninos com a maturidade foliar.
- d) As variações na concentração de fenóis totais e taninos foram mais intensas quando os nutrientes N e P foram adicionados simultaneamente.

## Considerações Finais

Os resultados mostram claramente que a adição de nutrientes tem efeitos mais pronunciados em nível de comunidade que quando algumas espécies são analisadas isoladamente. Os resultados também indicam que os efeitos da adição conjunta de N e P são mais intensos que os efeitos da adição individual dos elementos, o que sugere que o Cerrado possa ser co-limitado e/ou que a adição isolada de um elemento acentue a limitação pelo outro.

Entretanto, pode estar havendo possível interação positiva entre a adição de nutrientes e as respostas da vegetação ao fogo, aumentando a resiliência do ecossistema. Isto pode ser observado pelo efeito positivo da adição de N e NP na recuperação da produção de serapilheira foliar no período pós-fogo em relação à produção do período pré-fogo. A adição de N, P e NP também propiciou maior recuperação média da produção de serapilheira total após o fogo.

Considerando o efeito da adição de nutrientes na ciclagem biogeoquímica, a adição conjunta de N e P aumenta a produção de serapilheira foliar e a qualidade nutricional da serapilheira, resultando em maior velocidade de decomposição. Este possível incremento na ciclagem, porém, não aumenta a transferência de N e P da serapilheira para o solo. Por outro lado, quando os nutrientes são fornecidos isoladamente, há maior perda de massa de N com a adição de N, e maior perda de massa de P com adição de P em relação ao observado quando os nutrientes N e P são fornecidos em combinação. Este efeito sugere que, como a vegetação, a biomassa de decompositores também é co-limitada, e se a disponibilidade de N não for aumentada na mesma proporção que a disponibilidade de P, as perdas de N e P são intensificadas.

Um fato interessante a ser observado se refere ao aumento da velocidade da ciclagem biogeoquímica do S. A fertilização com N, P, Ca e NP (que contém S na formulação das fontes utilizadas) aumentou os teores deste nutriente nas folhas das seis espécies analisadas e na serapilheira de todas as parcelas fertilizadas, com um aumento significativo no fluxo e diminuição na eficiência do uso de S. Porém, ao contrário do observado para os demais nutrientes, a transferência de S da serapilheira para o solo foi aumentada em todos os tratamentos fertilizados, devido ao menor requerimento deste nutriente por parte da comunidade decompositora.

Os resultados demonstram que a adição de nutrientes em médio prazo afetou a composição, a estrutura e o funcionamento desta área de cerrado sentido restrito, contudo, as respostas diferenciadas das espécies e as diferentes respostas em nível de comunidade deste trabalho em relação a outros realizados na área, sugerem que a adição de nutrientes tenha efeito dinâmico e seja altamente influenciado pela diversidade vegetal. Em um ambiente com alta diversidade de espécies, como o cerrado, a medida em que as alterações nas concentrações dos nutrientes vão modificando as interações competitivas entre as espécies, ocorrem diferenças na partição de recursos, favorecendo espécies mais aptas a aquela condição de disponibilidade de nutrientes. As mudanças no componente

edáfico, na diversidade, na densidade e dominância de espécies em longo prazo podem gerar padrões diferenciados de respostas ao longo do tempo. Isto implica que os efeitos observados neste trabalho podem ser diferentes se analisados em uma maior escala temporal.

## Referências Bibliográficas

- Aarnio, T.; Derome, J.; Martikainen, P.J. 1995. Availability and mobility of nutrients in acid forest soil treated with fast and slow-release nutrients. *Plant and Soil*, 168-169:523-531.
- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in a terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79 (3): 439-449.
- Aerts, R.; Chapin, F. S. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research*, 30: 1-67.
- Allison, S. D.; Vitousek, P. M. 2004 Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'i. *Oecologia*, 141:612-619.
- Alvim, P. T.; Araújo, W. 1952. El suelo como factor ecológico en el desarrollo de la vegetación en el centro-oeste del Brasil. *Turrialba*, 2 (4): 153-169.
- Araújo, G. M.; Haridasan, M. 1988. A comparison of the nutritional status of two Forest communities on mesotrophic and dystrophic soils in central Brazil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 19: 1075-1089.
- Araújo, J. F.; Haridasan, M. 2007. Relação entre deciduidade e concentrações foliares de nutrientes em espécies lenhosas do cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(3): 533-542.
- Arens, K. 1958. Considerações sobre a causa do xeromorfismo foliar. Boletim da Faculdade de Ciências, Filosofia e letras. USP, 224. Botânica 15: 25-26.
- Attwill, P. M.; Adams, M. A. 1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytologist*, 124 (4): 561-582.
- Batmanian, G. J.; Haridasan, M. 1985. Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of central Brazil. *Plant and Soil*, 88: 437-440.
- Bennett, R.N.; Wallsgrove, R.M. 1994. Secondary metabolites in plant defense mechanisms. *New Phytologist*, 127(4): 617-633.
- Blum, U.; Rice, E. L. 1969. Inhibition of symbiotoc nitrogen-fixation by gallic and tannic acid, and possible roles in old-field succession. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 96(5): 531-544.
- Bobbink, R.; Hicks, K.; Galloway, J.; Spranger, T.; Alkemade, R.; Ashmore, M.; Bustamante, M.; Cinderby, S.; Davidson, E.; Dentener, F.; Emmett, B.; Erisman, J.W.; Fenn, M.; Gilliam, F.; Nordin, A.; Pardo, L.; de Vries, W. 2009. Nitrogen deposition and plant diversity (no prelo).
- Bowman, D. M. J. S.; Balch, J. K.; Artaxo, P.; Bond, W. J.; Carlson, J. M.; Cochrane, M. A.; D'Antonio, C. M.; DeFries, R. S.; Doyle, J. C.; Harrison, S. P.; Johnston, F. H.; Keeley, J. E.; Krawchuk, M. A.; Kull, C. A.; Martson, J. B.; Moritz, M. A.; Prentice, I. C.; Ross, C. I.; Scott, A. C.; Swetnam, T. W.; van der Werf, G. R.; Pyne, S. J. 2009. Fire in the Earth system. *Science*, 24: 481-484.
- Bryant, J.P.; Chapin, F.S.; Klein, D.R. 1983. Carbon/nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. *Oikos*, 40: 357-368.

- Bucci, S.J. 2001. Arquitectura hidráulica y relaciones hídricas de arboles de sabanas neotropicales: efectos de la disponibilidad de água y nutrientes. Tese de Doutorado em Ciência Biológicas. Faculdade de Ciências Exatas e Naturais, Universidade de Buenos Aires, 189 p.
- Bull, L. T.; Villas Boas, R. L.; Nakagawa, J. 1998 Variações no balanço catiônico do solo induzidas pela adubação potássica e efeitos na cultura do alho vernalizado. *Scientia Agricola*, 55(3): 456-464.
- Bustamante, M.M.C.; Medina, E.; Asner, G.P.; Nardoto, G.B.; Garcia-Montiel, D.C. 2006. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. *Biogeochemistry*, 79: 209-237.
- Bustamante, M. M. C.; Nardoto, G. B.; Martinelli, L. A. 2004. Aspectos comparativos del ciclaje de nutrientes entre bosques amazônicos de terra-firme y sabanas tropicales (cerrado brasileiro). In: Cabrera, H. M (ed.) Fisiología ecológica en plantas. Mecanismos y respuestas a estrés em los ecosistemas, Ediciones Universitárias de Valparaíso, p. 189-205.
- Campo, J.; Varquez-Yanes, C. 2004. Effects of nutrient limitation on aboveground carbon dynamics during tropical dry Forest regeneration in Yucatan, México. *Ecosystems*, 7(3): 311-319.
- Carvalho, A. P. F.; Bustamante, M. M. C.; Kozovits, A. R.; Asner, G. P. 2007. Variações sazonais de pigmentos e nutrientes em folhas de espécies de cerrado com diferentes estratégias fenológicas. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(1): 19-27.
- Castells, E.; Peñuelas, J. 2003. Is there a feedback between N availability in siliceous and calcareous soils and *Cistus albidus* leaf chemical composition? *Oecologia*, 136: 183-192.
- Chandler, G.; Goosem, S. 1982. Aspects of rainforest regeneration III. The interaction of phenols, light and nutrients. *New Phytologist*, 92(3): 369-380.
- Chapin, S. III. 1995. New cog in the nitrogen cycle. *Nature*, 377: 199-200.
- Clark, C. M.; Tilman, D. 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451: 712-715.
- Cleveland, C. C.; Townsend, A. R.; Schmidt, S. K.; Constance, B. 2003. Soil microbial dynamics and biogeochemistry in tropical forests and pastures, southwestern Costa Rica. *Ecological Applications*, 13(2): 314-326.
- Cleveland, C. C.; Reed, S. C.; Townsend, A. R. 2006. Nutrient regulation of organic matter decomposition in a tropical rain forest. *Ecology*, 87(2): 492-503.
- Coley, P.D.; Bryant, J.P.; Chapin, F.S. 1985. Resource availability and plant herbivore defense. *Science*, 230: 895-899.
- Cooke, F. P.; Brown, J. P.; Mole, S. 1984. Herbivory, foliar enzyme inhibitors, nitrogen and leaf structure of Young and mature leaves in a tropical Forest. *Biotropica*, 16(4): 257-263.
- Coradin, V. T. R.; Haridasan, M.; Souza, M. R.; Silva, M. E. F. Influência da calagem e da adubação no crescimento de duas espécies lenhosas do cerrado. *Brasil Florestal*, 74:53-60, 2002.
- Cotrufo, M.F.; Raschi, A.; Lanini, M.; Ineson, P. 1999. Decomposition and nutrient dynamics of *Quercus pubescens* leaf litter in a naturally enriched CO<sub>2</sub> Mediterranean ecosystem. *Functional Ecology*, 13(3): 343-351.
- Coutinho, L. M. 1979. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. III – A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. *Revista Brasileira de Botânica*, 2: 97-101.

- Covelo, F.; Gallardo, A. 2004. Green and senescent leaf phenolics showed spatial autocorrelation in a *Quercus rubur* population in nothwestern Spain. *Plant and Soil*, 259: 267-276.
- Cuevas, E. 2001. Soil versus biological controls on nutrient cycling in terra firme forests. In: McClain, M. E.; Victoria, R. L.; Richey, J. E. (eds.) *The biogeochemistry of the Amazon basin*. Oxford University Press, p. 53-67.
- Cuevas, E.; Lugo, A. 1998. Dynamics of organic matter and nutrient return from litterfall in stands of tem tropical tree plantation species. *Forest Ecology and Menagement*, 112: 263-279.
- Cuevas, E.; Medina, E. 1986. Nutrient dynamics within amazonian Forest ecosystems. I. Nutrient flux in the fine litterfall and efficiency of nutrient utilization. *Oecologia*, 68:466-472.
- D'Andréa, A.F.; Silva, M.L.N.; Curi, N.;Guilherme, L.R.G. 2004. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de N mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39(2): 179-186.
- Davidson, E. A.; Howarth, R.W. (2007) Nutrients in synergy. *Nature*, 449:1000-1001.
- Day, T. A. 2001. Multiple trophic levels in UV-B assessments: Completing the ecosystem. *New Phytologist*, 152(2): 183-186.
- Deluca, T. H.; Nilsson, M. C.; Zackrisson. 2002. Nitrogen mineralization and phenol accumulation along a fire chronosequence in northern Sweden. *Oecologia*, 133: 206-214.
- Dent, D. H.; Bagchi, R.; Robinson, D.; Lee, N. M.; Burslem, D. F. R. P. 2006 Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rain Forest. *Plant and Soil*, 288:197-215.
- Dudt, J. F.; Shure, D. J. 1994. The influence of light and nutrients on foliar phenolics and insect herbivory. *Ecology*, 75(1): 86-98.
- Ehrlich, P. R.; Raven, P. H. 1964. Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution*, 18: 586-608.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*, 38: 201-341.
- Elser, J. J.; Bracken, M. E. S.; Cleland, E. E.; Gruner, D. S.; Harpole, W. S.; Hillebrand, H.; Ngai, J. T.; Seabloom, E. W.; Shurin, J. B.; Smith, J. E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10:1-8.
- EMBRAPA. 1999. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 1ª ed. Brasília: Embrapa, 370 p.
- Epstein, E.; Bloom, A. 2006. Nutrição mineral de plantas: Princípios e perspectivas, 2 ° ed, Editora Planta, Londrina, 404 p.
- Escarpa, A.; González, M. C. 2001. Approach to the content of total extractable phenolic compounds from different food samples by comparison of chromatographic and spectrophotometer methods. *Analytica Chimica Acta*, 427: 119-127.
- Ewel, J. J. 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical Forest succession in Eastern Guatemala. *The Journal of Ecology*, 64(1): 293-308.

- Fajer, E.D.; Bowers, M.D.; Bazzaz, F.A. 1992. The effect of nutrients and enriched CO<sub>2</sub> environments on production of carbon-based allelochemicals in *plantago*: a test of the Carbon/nutrient balance hypothesis. *The American Naturalist*, 140(4): 707-723.
- Falkowski, P. G.; Scholes, R. J.; Boyle, E.; Canadell, J.; Canfield, D.; Elser, J.. 2000. The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. *Science*, 290: 291-296.
- Fang, H.; Jiangming, M.; Peng, S.; Li, Z.; Wang, H. 2007. Cumulative effects of nitrogen additions on litter decomposition in three tropical forests in southern China. *Plant and Soil*, 297: 233-242.
- Feeny, P. 1976. Plant apparency and chemical defense. *Recent Advances in Phytochemistry*, 10: 1-40.
- Felfili, J. M; Resende, R.P. 2003. Conceitos e métodos em fitossociologia. Comunicações Técnicas Florestais, v. 5, n. 2. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, 68 p.
- Ferwerda, J. G.; van Wieren, S. E.; Skidmore, A. K.; Prins, H. H. T. 2005. Inducing condensed tannin production in *Colophospermum mopane*: Absence of response to soil N and P fertility and physical damage. *Plant and Soil*, 273: 203-209.
- Ferwerda, J. G.; Siderius, W.; Van Wieren, S. E.; Grant, C. C.; Peel, M.; Skidmore, A. K.; Prins, H. H. T. 2006. Parent material and fire as principle drivers of foliage quality in woody plants. *Forest Ecology and Management*, 231: 178-183.
- Filoso, S.; Martinelli, L. A.; Howarth, R. W.; Boyer, E. W.; Dentener, F. 2006. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. *Biogeochemistry*, 79: 61-89.
- Fisher, D. G.; Hart, S. C.; Rehill, B. J.; Lindroth, R. L.; Keim, P.; Whitham, T. G. 2006. Do high-tannin leaves require more roots? *Oecologia*, 149: 668-675.
- Fisk, M. C.; Fahey, T. J. 2001. Microbial biomass and nitrogen cycling responses to fertilization and litter removal in Young northern hardwood forests. *Biogeochemistry*, 53: 201-223.
- Forrest, G. I.; Bendall, D. S. 1969. The distribution of polyphenols in the tea plant (*Camellia sinensis* L.). *Biochemistry Journal*, 113, 741-755.
- Fraenkel, G. 1959. The raison d'être of secondary plant substances. *Science*, 129:1466-1470.
- Franco, A.C. 1998. Seasonal patterns of gas Exchange, water relations and growth of *Roupala montana*, na evergreen savanna species. *Plant Ecology*, 136:69-76.
- Franco, A.C.; Bustamante, M.; Caldas, L.S.; Goldstein, G.; Meinzer F.C.; Kozovits, A.R.; Rundel, P.; Coradin V.T.R. 2005. Leaf functional traits of Neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit. *Trees*, 19: 326-335.
- Furley, P. 2004. Tropical Savannas. *Progress in Physical Geography*, 28(4):581-598.
- Fynn, R. W. S.; Morris, C. D.; Kirkman, K. P. 2005. Plant strategies and trait trade-offs influence trends in competitive ability along gradients of soil fertility and disturbance. *Journal of Ecology*, 93: 384-394.
- Gallo, M. E.; Lauber, C. L.; Cabaniss, S. E.; Waldrop, M. P.; Sinsabaugh, R. L.; Zak, D. R. 2005. Soil organic matter and litter chemistry response to experimental N deposition in northern temperate deciduous Forest ecosystems. *Global Change Biology*, 11: 1514-1521.

- Gan, S.; Amasino, R. M. 1997. Making sense of senescence. *Plant Physiology*, 113: 313-319.
- Garcia, M.A.1990. Resposta de duas espécies acumuladoras de alumínio a fertilização com cálcio, fósforo e magnésio. Dissertação de mestrado em Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 72 p.
- Garofalo, C.R. 2001. Efeitos do aumento de disponibilidade de nutrientes na dinâmica de nutrientes em plantas lenhosas e solo em uma área de cerrado *stricto sensu*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 89p.
- Geoghegan, I. E.; Sprent, J. I. 1996 Aluminum and nutrient concentrations in species native to Central Brazil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 27 (18-20): 2925-2934.
- Giardina, C. P.; Ryan, M. G; Binkley, D.; Fownes, J. H. 2003. Primary production and carbon allocation in relation to nutrient supply in a tropical experimental Forest. *Global Change Biology*, 9: 1438-1450.
- Goldstein, G.; Meinzer, F. C.; Bucci, S. J.; Scholz, F. G.; Franco, A. C.; Hoffmann, W. A. 2008. Water economy of Neotropical savanna trees: six paradigms revisited. *Tree Physiology*, 28: 395-404.
- Gonçalves-Alvim, S.J.; Kondorf, G.; Wilson Fernandes, G. 2006. Sclerophylly in *Qualea parviflora* (Vochysiaceae): influence of herbivory, mineral nutrients, and water status. *Plant Ecology*, 187(2): 153-162.
- Goodland, R. 1971. Oligotrofismo e alumínio no cerrado. In: *III Simpósio sobre o cerrado*. Ferri, M.G. (ed.). EdUSP, São Paulo, p. 44-60.
- Goodland, R. 1979. Análise ecológica da vegetação do cerrado. In: Ferri, M.G.; Goodland, R. (eds), *Ecologia do cerrado*. Itatiaia, Belo Horizonte e EDUSP, São Paulo, p. 161-193.
- Graglia, E.; Julkunem-Tiitto, R.; Shaver, G.R.; Schmidt, I.K.; Jonasson, S.; Michelsen, A. 2001. Environmental control and intersite variations of phenolics in *Betula nana* in tundra ecosystems. *New Phytologist*, 151: 227-236.
- Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111 (982): 1169-1194.
- Gruber, N.; Galloway, J. N. 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451: 293- 296.
- Güsewell, S. 2004. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist*, 164: 243-266.
- Hagerman, A. E. 2002. Tannin Handbook. Miami University, Oxford, 116 p.
- Hagerman, A.E.; Butler, L.G. 1978. Protein precipitation method for the quantitative determination of tannins. *Journal of agricultural food and chemistry*, 26: 809-812.
- Harbone, J.B. 2003. Plant secondary metabolism. In: Crawley, M.J. (ed.) *Plant ecology*, 2<sup>a</sup> ed., Blackwell Publishing, p. 132-155.
- Haridasan, M. 1982. Aluminium accumulation by some cerrado native species of central Brazil. *Plant and Soil*, 65:265-273.



Haridasan, M. 1987. Distribution and mineral nutrition of aluminium accumulating species in different plant communities of the cerrado region of central Brazil. In: San Jos, J.J. Montes, R. (eds.) *La Capacidad Bioproductiva de Sabanas*. I.V.I.C., Caracas, Venezuela. pp. 309-348.

Haridasan, M. 1992. Observations on soils, foliar nutrient concentrations, and floristic composition of cerrado and cerradão communities in Central Brazil. In: Proctor, J.; Ratter, J.; Furley, P. A. (eds.) *The nature and dynamics of forest savanna boundaries*. Chapman & Hall, Londres, p. 171-184.

Haridasan, M. 1994. Solos do Distrito Federal. In: Novaes-Pinto M. (ed.) *Cerrado: Caracterização, ocupação e perspectivas – O caso do Distrito Federal*. 2ª ed. Editora da Universidade de Brasília/SEMATEC, Brasília. p. 321-344.

Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 12: 54-64.

Haridasan, M.; Pinheiro, A.A.M.C.; Torres, F.R.R. 1997. Resposta de algumas espécies do estrato rasteiro de um cerrado à calagem e à adubação. In: *Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado*. Leite, L.L.; Saito, C.H. (org.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. p 87-91.

Haridasan M.; Araújo, G. M. 2005. Perfil nutricional de espécies lenhosas de duas florestas semidecíduas em Uberlândia, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 28(2): 295-303.

Häring, D. A.; Huber, M. J.; Suter, D.; Edwards, P. J.; Lüscher, A. 2008. Plant enemy-derived elicitors increase the foliar tannin concentration of *Onobrychis viciifolia* without a trade-off to growth. *Annals of Botany*, 102(6): 979-987.

Hättenschwiler, S.; Hagerman, A.E; Vitousek, P.M. 2003. Polyphenols in litter from tropical montane forests across of a wide range in soil fertility. *Biogeochemistry*, 64: 129-148.

Hättenschwiler, S.; Tiunov, A.V.; Scheu, S. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematic*, 36: 191-218.

Hättenschwiler, S.; Vitousek, P.M 2000. The role of Polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Tree* 15: 238-243.

Haukioja, E.; Ossipov, V.; Koricheva, J.; Honkanen, T.; Larsson, S.; Lempka, K.1998. Biosynthetic origin of carbon – based secondary compounds: cause of variable responses of woody plants to fertilization? *Chemoecology*, 8(3): 133–139.

He, J. Z.; Zheng, Y.; Chen, C. R.; He, Y. Q.; Zhang, L. M. 2008. Microbial composition and diversity of an upland red soil under long-term fertilization treatments as revealed by culture-dependent and culture-independent approaches. *Journal of Soils and Sediments*, 8: 349-358.

Hermes, P. J.; Hedges, J. I. 2000. Determination of condensed tannin monomers in environmental samples by capillary gas chromatography of acid depolymerization extracts. *Annals of Chemistry*, 72: 5115-5124.

Herms, D. A.; Mattson, W. J. 1992. The dilemma of plants: To grow or defend. *The Quarterly Review of Biology*, 67(3): 283-335.

Hobbie, S. 2008. Nitrogen effects on decomposition: a five-year experiment in eight temperate sites. *Ecology*, 89(9): 2633-2644.

- Hobbie, S. E.; Vitousek, P. M. 2004. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests. *Ecology*, 81(7): 1867-1877.
- Hoffmann, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology*, 35:422-433.
- Hoffmann, W.A.; Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology*, 33:29-36.
- Hoffmann, W.A.; Solbrig, O.T. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest Ecology and Management*, 180:273-286.
- Hoorens, B.; Aerts, R.; Stroetenga, M. 2002. Litter quality and interactive effects in litter mixtures: More negative interactions under elevated CO<sub>2</sub>? *The Journal of Ecology*, 90(6): 1009-1016.
- Hossain, A. K. M. A.; Raison, R. J.; Khanna, P. K. 1995. Effects of fertilizer application and fire regime on soil microbial biomass carbon and nitrogen, and nitrogen mineralization in a Australian subalpine eucalypt Forest. *Biology and Fertility of Soils*, 19: 246-252.
- Howard, V. W. J.; Cox, J. R.; Southward, G. M. 1980 Response of Wavyleaf Oak to nitrogen fertilization. *Journal of Range Management*, 33(6): 457-459.
- Hunt, H. W.; Ingham, E. R.; Coleman, D. C.; Elliott, E. T.; Reid, C. P. P. Nitrogen limitation of production and decomposition in prairie, mountain meadow, and pine Forest. *Ecology*, 69(4): 1009-1016.
- Jackson, P. C.; Meinzer, F. C.; Bustamante, M.; Goldstein, G.; Franco, A. C.; Rundel, P. W.; Caldas, L. S.; Iglar, E.; Causin, F. 1999. Partitioning of soil water among tree species in a Brazilian Cerrado ecosystem. *Tree Physiology*, 19: 717-724.
- Jacobson, T.K.B.; Garcia, J.; Santos, S.C.; Duarte, J.B.; Farias, J.G.; Kliemann, H.J. 2005. Influência de fatores edáficos na produção de fenóis totais e taninos de duas espécies de barbatimão (*Stryphnodendron* sp.) *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 35(3): 163-169.
- Jermey, T. 1976. Insect-host-plant relationship: coevolution or sequential evolution? *Symposia Biologica Hungarica*, 16: 109-113.
- Joanisse, G. D.; Bradley, R. L.; Preston, C. M. 2008. Do late successional tannin-rich plant communities occurring on highly acidic soils increase the DON/DIN ratio? *Biology and Fertility of Soils*, 44: 903-907.
- Kandil, F. E.; Grace, M. H.; Seigler, D. S.; Cheeseman, J. M. 2004. Polyphenolic in *Rhizophora mangle* L. leaves and their changes during leaf development and senescence. *Trees*, 18: 518-528.
- Kaspari, M.; Garcia, M. N.; Harms, K. E.; Santana, M.; wright, S. J.; Yavitt, J. B. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical Forest. *Ecology Letters*, 11: 35-43.
- Kauffman, J.B.; Cummings, D.L. & Ward, D.E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. *Journal of Ecology*, 82: 519-531.
- Keinanen, M.; Julkunen-Tiito, R.; Mäntikainen, P.; Walls, M.; Ovaska, J.; Vapaavuori, E. 1999. Trade-offs in phenolic metabolism of silver birch: effects of fertilization, defoliation, and genotype. *Ecology*, 80(6): 1970-1986.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. Vegetation description and analysis. John Wiley & Sons, London, 363 p.

- Klinge, H.; Adis, J.; Worbes, M. 1995. The vegetation of a seasonal varzea forest in the lower Solimões River, Brazilian Amazonia. *Acta Amazonica*, 25 (3/4): 201-220.
- Klink, C. A.; Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19(3): 707-713.
- Knicker, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85: 91-118.
- Knorr, M.; Frey, S. D.; Curtis, P. S. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. *Ecology*, 86(12): 3252-3257.
- Kooijman, A. M.; Besse, M. 2002. The higher availability of N and P in lime-poor than in lime-rich coastal dunes in the Netherlands. *Journal of Ecology*, 90: 394-403.
- Kozovits, A. R.; Bustamante, M. M. C.; Garofalo, C. R.; Bucci, S.; Franco, A. C.; Goldstein, G., Meinzer, F. C. 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. *Functional Ecology*, 21:1034-1043.
- Kozovits, A. R.; Bustamante, M. M. C.; Silva, L.; Duarte, G.; Castro, A.; Magalhães, J. 1996. Nitrato e amônio no solo e sua assimilação por espécies lenhosas em uma área de cerrado submetida a queimadas prescritas. In: Miranda, H. S.; Saito, C.H., Dias, B.F.S (eds). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. ECL/UnB, Brasília. p. 137-147.
- Kraus, T. E. C.; Dahlgren, R. A.; Zasoski, J. Z. 2003. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystem – a review. *Plant and Soil*, 256: 41-66.
- Kraus, T. E. C.; Zasoski, R. J.; Dahlgren, R. A. 2004. Fertility and pH effects on polyphenol and condensed tannin concentration in foliage and roots. *Plant and Soil*, 262: 95-109.
- Krawchuk, M. A.; Moritz, M. A.; Parisien, M. A.; Dorn, J. F.; Hayhoe, K. 2009. Global pyrogeography: the current and future distribution of wildfire. *PLoS ONE*, 4(4): 1-12.
- Lambers, H.; Raven, J. A.; Shaver, G. R.; Smith, S. E. 2008. Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trend in Ecology and Evolution*, 23(2): 95-103.
- Larcher, W. *Ecofisiologia Vegetal*. 2000. São Carlos, Editora RiMa, 531 p.
- Lavelle, P.; Blanchart, E.; Martin, S.; Spain, A. 1993. Hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, 25(2): 130-150.
- Lenza, E.; Klink, C. A. 2006. Comportamento fenológico de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito de Brasília, DF. *Revista Brasileira de Botânica*, 29: 627-638.
- Lin, Y. M.; Liu, J. W.; Xiang, P.; Lin, P.; Ding, Z. H.; Sternberg, L. S. L. 2007 Tannins and nitrogen dynamics in mangrove leaves at different age and decay stages (Jiulong River Estuary, China). *Hydrobiologia*, 583: 285-295.
- Lindroth, R.L.; Kinney, K.K.; Platz, C.L. 1993. Responses of deciduous trees to elevated atmospheric CO<sub>2</sub>: productivity, phytochemistry, and insect performance. *Ecology*, 74(3): 763-777.

- Loneragan, J. F.; Grove, T. S.; Robson, A. D.; Snowball, K. 1979. Phosphorus toxicity as a factor in zinc-phosphorus interactions in plants. *Soil Science Society of American Journal*, 43:966-972.
- Lopes, A. S. 1998. Manual internacional de fertilidade do solo. 2° ed. Editora Potafós, Piracicaba, 177 p.
- Lopes, A. S., Cox, F. R. 1977. Cerrado vegetation in Brazil: an edaphic gradient. *Agronomy Journal*, 69: 828-831.
- Loranger, G.; Ponge, J.F.; Imbert, D.; Lavelle, P. 2002. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. *Biology and Fertility of Soils*, 35: 247-252.
- Luedemann, G. 2001. Efeito da adição de nutrientes ao solo sobre plantas rasteiras de um cerrado stricto sensu. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 52p.
- Lughadha, E. N.; Proença, C. 1996. A survey of the reproductive biology of the Myrtoideae (Myrtaceae) *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 83(4): 480-503.
- Luizão, F. J.; Proctor, J.; Thompson, J.; Luizão, R. C. C.; Marrs, R. H.; Scott, D. A.; Viana, V. 1998. Rain Forest on Maracá Island, Roraima, Brazil: soil and litter process response to artificial gaps. *Forest Ecology and Management*, 102: 291-303.
- Madritch, M.D.; Hunter, M.D. 2002. Phenotypic diversity influences ecosystem functioning in oak sandhills community. *Ecology*, 83: 2084-2090.
- Madritch, M.D.; Hunter, M.D. 2004. Phenotypic diversity and litter chemistry affects nutrients dynamics during litter decomposition in a two species mix. *Oikos*, 105: 125-131.
- Malavolta, E. 1981. Manual de química agrícola: adubos e adubação. Editora agrônômica Ceres, São Paulo, 596 p.
- Malavolta, E.; Kliemann, H. J. 1985. Desordens nutricionais no cerrado. 1ª ed. Piracicaba: Potafós, 136 p.
- Manning, P.; Morrison, S.A.; Bonkowski, M.; Bardgett, R.D. 2008. Nitrogen enrichment modifies plant community structure via changes to plant-soil feedback. *Oecologia*, 157:661-673.
- Mansfield, J.L.; Curtis, P. S.; Zak, D. R.; Pregitzer, K. S. 1999. Genotypic variation for condensed tannin production in trembling aspen (*Populus tremuloides*, salicaceae) under elevated CO<sub>2</sub> and in high and low fertility of soil. *American Journal of Botany* 86(8): 1154-1159.
- Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. London: Academic Press, 889 p.
- Martins, C. R.; Leite, L.L.; Haridasan, M. 2004 Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore*, 28(5): 739-747.
- Matson, P. A.; Parton, W. J.; Power, A. G.; Swift, M. J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277: 504-509.
- McCulloch, C. E., and S. R. Searle. 2001. *Generalized, Linear, and Mixed Models*. New York: John Wiley and Sons.

- McKee, K.; Feller, I.; Popp, M.; Wanek, W. 2002 Mangrove isotopic ( $\delta^{15}$  and  $\delta^{13}$  C) fractionation across a nitrogen vs phosphorus limitation gradient. *Ecology*, 83:1065-1075.
- Medeiros, R.A.; Haridasan, M. 1985. Seasonal variations in the foliar concentration of nutrients in some aluminium-accumulating species of the cerrado region of central Brazil. *Plant and Soil*, 88:433-436.
- Medina, E. 1996. Diversidad morfológica y funcional del grupo de productores primarios em sabanas. *Interciencia*, 21(4): 193-202.
- Meinzer, F. C., Goldstein, G.; Franco A. C.; Bustamante M.; Iglar, E.; Jackson P.; Caldas, L. S.; Rundel, P. W. 1999. Atmospheric and hydraulic limitations on transpiration in Brazilian cerrado woody species. *Functional Ecology*, 13: 273-282.
- Meier, M. 1991. Nitratbestimmung in Boden-Proben (N-min-Methode). *Labor Praxis*, p 244-247, Berlin.
- Mendonça, R. C. J.; Felfili, J. M.; Walter, B. M. T.; Silva-Júnior, M.C.; Resende, A. V.; Filgueiras, T.S.; Silva, P. E. N.; Silva Júnior, M. C.; Rezende, A. V. 2008. Flora vascular do Cerrado. In: Sano, M. S.; Almeida, S. P.; Ribeiro, J. F. 2008. Cerrado: Ecologia e Flora. Embrapa Cerrados (Vol. 2), Brasília, DF: Embrapa Informação tecnológica.
- Menge, D. N. L.; Field, C. B. 2007. Simulated global changes alter phosphorus demand in annual grassland. *Global Change Biology*, 13: 1-10.
- Mengel, K.; Kirkby, E.A. 1987. Principles of plant nutrition. 4<sup>o</sup> ed. International Potash Institute.:687 p.
- Montes, R.; Medina, E. 1977. Seasonal changes in nutrient content of leaves of savanna trees with different behaviour. *Geo-Eco-Trop*, 4: 295-307.
- Moraes, C.D.A 1994. Resposta de algumas espécies arbóreas nativas do cerrado à adubação e calagem. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 66p.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structuree in Central Brazil. *Journal of Biogeography*, 27:1021-1029.
- Moreira-Burguer, D.; Delitti, W. B. C. 1999. Fitomassa epígea da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira – SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 22(3): 429-435.
- Mueller-Dumbois, D.; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation Ecology, John Wiley & Sons, New York, 547 p.
- Nardoto, G. B.; Bustamante, M. M. C. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. *Pesquisa. Agropecuária Brasileira.*, 38 (8): 955-962.
- Nardoto, G.B.; Bustamante, M.M.C.; Pinto, A.S.P.; Klink, C.A. 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology*, 22:191-201.
- Nicolai, V. 1988. Phenolic and mineral content of leaves influences decomposition in European forest ecosystems. *Oecologia*, 75(4): 575-579.
- Nitao, J. K.; Zangerl, A. R.; Berenbaum, M. R. 2002. CNB: requiecat in peace? *Oikos*, 98:540-546

- Northup, R.R.; Yu, Z.; Dahlgren, R.A.; Vogt, K.A. 1995a. Polyphenol control of nitrogen release from pinne litter. *Nature*, 377: 227-229.
- Northup, R.R.; Dahlgren, R.A.; Zengshou, Y. 1995b. Intraespecific variation of conifer phenolic concentration on a marine terrace soil acidity gradient; a new interpretation. *Plant and Soil*, 171(2): 255-262.
- Northup, R.R.; Dahlgren, R. A.; McColl. J.G. 1998. Polyphenols as regulators of plant- litter-soil interactions in Northern California's Pygmy forest: A positive feedback? *Biogeochemistry*, 42:189-220.
- O' Connel, A. M. 1994. Decomposition and nutrient content of litter in a fertilized eucalypt Forest. *Biology and Fertility of Soils*, 17: 159-166.
- O' Connel, A. M.; Mendham, D. S. 2004. Impact of N and P fertilizer application on nutrient cycling in jarrah (*Eucalyptus marginata*) forests of south western Australia. *Biology and Fertility of Soils*, 40: 136-143.
- Oliveira, F. A.; Carmello, Q. A. C.; Mascarenhas, H. A. A. 2001. *Scientia Agricola*, 58(2): 329-335.
- Oliveira-Filho, A. T.; Martins, F. R. 1991. A comparative study of five cerrado areas in southern Mato Grosso, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany*, 48(3): 307-322.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44(2): 322-331.
- Paiva. A.O. 2008. Eficiência do uso de nutrientes ao longo de uma transição de mata de galeria e cerrado no Distrito Federal. Dissertação de mestrado em Ciências Florestais, Departamento de Pós-Graduação em Ciências Florestais. Universidade de Brasília, 87 p.
- Parron, L.M. 2004. aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico em uma mata de galeria no Distrito Federal. Tese de doutorado em Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 187 p.
- Peres, J. R. R.; Suhel, A. R.; Vargas, M. A. T.; Drozdowicz, A. 1983. Litter production in areas of Brazilian "cerrados". *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 18(9): 1037-1043.
- Peterman, R. 1990. The importance of reporting statistical power: The Forest decline and acidic deposition example. *Ecology*, 71: 2024-2027.
- Phoenix, G. K.; Hicks, W. K.; Cinderby, S.; Kuylenstierna, J. C. I.; Stock, W. D.; Dentener, F. J.; Giller, K. E.; Austin, A. T.; Lefroy, R. D. B.; Gimeno, B. S.; Ashmore, M. R.; Ineson, P. 2006. Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: the need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. *Global Change Biology*, 12: 470-476.
- Pinto, A. S.; Bustamante, M. M. C.; Kisselle, K.; Burke, R.; Zepp, R.; Viana, L. T.; Varella, R. F.; Molina, M. 2002. Soil emissions of N<sub>2</sub>O, NO, and CO<sub>2</sub> in Brazilian Savannas: Effects of vegetation type, seasonality, and prescribed fires. *Journal of Geophysical Research*, 107: 8089-8096.
- Pivello, V.R.; Coutinho, L.M. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in a open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology*, 8:487-497.
- Proença, C. E. B.; Gibbs, P. E. 1994. Reproductive biology of eight sympatric Myrtaceae from Central Brazil. *New Phytologist*, 126: 343-354.

- Ramakrishna, R. N.; Keeling, C. D.; Hashimoto, H.; Jolly, W. M.; Piper, S. C.; Tucker, C. J.; Myneni, R. B.; Running, S. W. 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science*, 300: 1560-1563.
- Ratter, J. A.; Askew, G.P.; Montgomery, R.F.; Gifford, D.R. 1978. Observation on the forests of some mesotrophic soils in central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 1: 47-58.
- Ratter, J. A.; Dargie, T. C. D 1992. An analysis of the floristic composition of 26 cerrado áreas in Brazil. *Edinburgh Journal of Botany*, 49: 235-250.
- Ratter, J.A.; Bridgewater, S.; Atkinson, R; Ribeiro, J.F. 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinburgh Journal of Botany*, 53: 153-180.
- Rawitscher, F. 1948. The water economy of the vegetation of the 'campos cerrados' in southern Brazil. *Journal of Ecology*, 36(2):237-268.
- Reed, S. Phosphorus fertilization alters free-living nitrogen fixer community structure and function in a tropical rain Forest (no prelo).
- Resende, J. C. F. 2001. A ciclagem de nutrientes em áreas de cerrado e a influência de queimadas controladas. Tese de doutorado em Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 121 p.
- Rhoades, D. F.; Cates, R. G. 1976. Toward a general theory of plant antitherbivore chemistry. *Recent Advances in Phytochemistry*, 10: 168-213.
- Ribeiro, J. F; Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S.M; Almeida, S. P., (eds) *Cerrado: ambiente e flora*, EMBRAPA – CPAC, Planaltina, p.89-166.
- Ritchey, K.; Silva, J.; Costa, U. 1982. Calcium deficiency in clayey B horizons of savanna oxisols. *Soil Science*, 133:378-382.
- Ritchey, K.; Souza, D. M. G.; Lobato, E., Corrêa, O. 1980. Calcium leaching increase rooting death in a Brazilian savanna oxissol. *Agronomy Journal*, 72: 40-44.
- Santos S.C.; Mello, J.C.P. 2000. *Taninos*. In: Simões, C.M.O. (ed). *Farmacognosia: Da planta ao medicamento*. 2° ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS/UFSC, p. 517-544.
- Santos, S. C.; Costa, W. F.; Batista, F.; Santos, L. R.; Ferri, P. H.; Ferreira, H. D.; Seraphin, J. C. 2006. Seasonal variation in the content of tannins in barks of barbatimão species. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 16(4): 552-556.
- Santos, S. C.; Costa, W. F.; Ribeiro, J. P.; Guimarães, D. O.; Ferri, P. H.; Ferreira, H. D.; Seraphin, J. C. 2002. Tannin composition of barbatimão species. *Fitoterapia*, 73:292-299.
- Saraceno, M.I. 2006 Efeitos da fertilização a longo prazo no metabolismo fotossintético, nas características foliares e no crescimento em árvores do cerrado. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 54 p.
- Sarmiento, G. 1984. The ecology of neotropical savannas. Harvard University Press, Cambridge, 234 p.
- Scheer, M. B. 2008. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em um trecho de floresta ombrófila densa aluvial em regeneração, Guaraqueçaba (PR). *Floresta*, 38(2): 253-266.

Scholz, F. G.; Bucci, S. J.; Goldstein, G.; Moreira, M. Z.; Meinzer, F.C.; Domec, J.-C; Villalobos-Veja, R.; Franco, A. C.; Miralles-Wilhelm, F. 2008. Biophysical and life-history determinants of hydraulic lift in Neotropical savanna trees. *Functional Ecology*, 22:773-786.

Schweitzer, J. A.; Madritch, M. D.; Bailey, J. K.; Leroy, C. J.; Fisher, D. G.; Rehill, B. J.; Lindroth, R. L.; Hagerman, A. E.; Wooley, S. C.; Hartz, S. C.; Whitman, T. G. 2008. From genes to ecosystems: the genetic basis of condensed tannins and their role in nutrient regulation in a *Populus* Model system. *Ecosystems*, 11:1005-1020.

Silva Júnior, M.C.; Correia dos Santos, G.; Nogueira, P.E; Rodrigues Munhoz, C.B.; Ramos, A.E. 2005. 100 árvores do cerrado. Guia de campo. Rede de sementes do Cerrado. Brasília, 278p.

Silva, C. E. M.; Gonçalves, J. F. C.; Feldpausch, T. R.; Luizão, F. J.; Morais, R. R.; Ribeiro, G. O. 2006. Nutrient use efficiency for pioneer species grown on abandoned pastures in central Amazônia. *Acta Amazônica*, 36(4): 503-512.

Silva, D. A. 2001. Comparação de características foliares de espécies lenhosas entre cerrado denso, cerrado *sensu stricto* e campo sujo na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília (DF). Dissertação de mestrado em Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 72 p.

Silva, F.C. 1990. Compartilhamento de nutrientes em diferentes componentes da biomassa aérea em espécies arbóreas de um cerrado. Dissertação de mestrado em ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 80 p.

Silva, I. S. 1983. Alguns aspectos da ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado (Brasília –DF): chuva, produção e decomposição de liter. Dissertação de mestrado em Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 86 p.

Silva, J. S. O. 2008. Características químicas da água de córregos do Distrito Federal sob diferentes usos e cobertura do solo. Tede de doutorando em Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade de Brasília, 162 p.

Silva, M. E. F. 2001. Efeitos a longo prazo de calagem e adubação sobre a disponibilidade de nutrientes no solo, a concentração de nutrientes na serapilheira e a nutrição mineral de três espécies lenhosas nativas de um cerrado *sensu stricto*. Dissertação de mestrado em Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 120 p.

Silva, M. R. S. 2004. Produção de serapilheira, biomassa e diversidade das comunidade bacterianas do solo em áreas de cerrado sob diferentes usos e manejos. Dissertação de mestrado em Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade de Brasília, p.

Silva-Júnior, M.C.; Barros, N. F.; Cândido, J. F. 1987. Relações entre parâmetros do solo e da vegetação de cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba – MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 10: 125-137.

Simpson Júnior, P.L.S. 2002. Crescimento e fenologia foliar de espécies lenhosas de uma área de cerrado *sensu stricto* submetida a fertilização. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 55p.

Solbrig, O. T.; Medina, E.; Silva, J. F. 1996. Determinants of tropical savannas. In: Solbrig, O. T.; Medina, E.; Silva, J. F. Biodiversity and Savanna ecosystem Processes - A global perspective. *Ecological Studies*, 121. p. 31-39.

Spiegel, M. P. 1976. Estatística. São Paulo: McGraw-Hill.



- Sternberg, L. S. L.; Bucci, S.; Franco, A. C.; Goldstein, G.; Hoffman, W. A.; Meinzer, F. C.; Moreira, M. Z.; Scholz, F. 2004. Longe range lateral root activity by neo-tropical savanna trees. *Plant and Soil*, 270: 169-178.
- Suding, K. N.; Collins, S. L.; Gough, L.; Clark, C.; Cleland, E. E.; Gross, K. L.; Milchunas, D. G.; Pennings, S. 2005. Functional-and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *PNAS*, 102(12): 4387-4392.
- Teklay, T. 2004. Seasonal dynamics in the concentrations of macronutrients and organic constituents in green and senesced leaves of three agroforestry species in southern Ethiopia. *Plant and Soil*, 267: 297-307.
- Thirukkumaran, C.M.; Parkinson, D. 2002. Microbial activity, nutrient dynamics and litter decomposition in a Canadian Rocky Mountain pine forests as affected by N and P fertilizers. *Forest Ecology and Management*, 159: 187-201.
- Tilman, D.; Cassman, K. G.; Matson, P. A.; Naylor, R.; Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671-677.
- Townsend, A. R.; Cleveland, C. C.; Asner, G. P.; Bustamante, M. M. C. 2007. Controls over foliar N:P ratios in tropical rain forests. *Ecology*, 88(1): 107-118.
- Turner, B. L. 2008. Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. *Journal of Ecology*. 96: 698-702.
- Villar, R.; Merino, J. 2001. Comparison of leaf construction costs in woody species with differing leaf life-spans in contrasting ecosystems. *New Phytologist*, 151:213-226.
- Villar, R.; Robleto, J. R.; Jong, Y.; Poorter, H. 2006. Differences in construction costs and chemical composition between deciduous and evergreen woody species are small as compared to differences among families. *Plant, Cell and Environment*, 29: 1629-1643.
- Villela, D. M.; Haridasan, M. 1994. Response of the ground layer community of a cerrado vegetation in central Brazil to liming and irrigation. *Plant and Soil*, 163:25-31.
- Vital, A. R. T.; Guerrini, I. A.; Franken, W. K.; Fonseca, R. C. B. 2004. Litter production and nutrient cycling of a semideciduous mesophytic Forest in a riparian zone. *Revista Árvore*, 28(6): 793-800.
- Vitousek, P. M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 119 (4): 553- 572.
- Vitousek, P. M. 2004. Nutrient cycling and limitation: Hawai'i as a model system. Princetown University Press, 223 p.
- Vitousek, P.M. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology*, 75(7): 1861-1876.
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J.; Melilo, J.M. 1997. Human domination of earth's ecosystem. *Science*, 227: 494-499.
- Warming, E. 1908. *Lagoa Santa*. Trad. A. Loefgren, Imprensa Oficial. Belo Horizonte. 430 p.
- Waterman, P.G; Mole, S. 1994. Analysis of phenolic plant metabolites. 1°ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 235p.

- Watt, M.; Evans, J. R. 1999. Proteoid Roots. Physiology and Development. *Plant Physiology*, 121: 317-323.
- Weedon, J. T.; Cornwell, K.; Cornelissen, J. H. C.; Zanne, A. E.; Wirth, C.; Coomes, D. A. 2009. Global meta-analysis of wood decomposition rates: a role for trait variation among species? *Ecology Letters*, 12: 45-56.
- Wilcke, W.; Lilienfein, J. 2002. Biogeochemical consequences of the transformation of native Cerrado into *Pinus caribaea* plantations in Brazil. Biogeochemical cycling in Cerrado and *Pinus caribaea* forests. *Plant and Soil*, 238:175-189.
- Wu, R.; Grissom, J. E.; McKeand, S. E.; O' Malley, D. M. 2004. Phenotypic plasticity of fine root growth increase plant productivity in pine seedlings. *BMC Ecology* 4: 4-14.
- Yu, Z.; Dahlgren, R. A. 2000. Evaluation of methods for measuring polyphenols in conifer foliage. *Journal of Chemical Ecology*, 26(9): 2119- 2140.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 4<sup>a</sup> edição, 663 p.
- Zepp, R.; Molina, M.; Cyterski, M.; Kozovits, A. R.; Silva, M. R. S.; Silva, D. A. Bustamante, M.M.C. 2008. Light-induced decomposition of surface litter from the cerrado in Central Brazil; Apresentação na Conferência científica Internacional Amazônia em perspectiva; CD de resumos e apresentações.
- Zhang, D.; Hui, D.; LUo, Y.; Zhou. G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, 1(2): 85-93.

## **ANEXOS**

**Anexo 1.** Propriedades químicas do solo (média e desvio padrão) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (n=4). \* indica diferenças com o tratamento controle (t-test, \*p<0,05; \*\*p<0,01).

	pH água	pH CaCl2	C.O (g.kg-1)	N (g.kg-1)	C:N	P (mg.kg-1)	K (mg.kg-1)	Ca (mg.kg-1)	Mg (mg.kg-1)	Al (mg.kg-1)	Fe (mg.kg-1)
Controle											
0--10	4,36 (0,18)	3,73 (0,06)	44,1 (5,3)	0,68 (0,25)	26,9 (3,7)	1,6 (0,39)	42,75 (7,4)	16 (12,8)	78,9 (1,6)	82,25 (20,5)	117,9 (32,3)
10--20	4,41 (0,13)	3,82 (0,05)	36,3 (3,6)	0,78 (0,21)	25,1 (9,7)	1,35(0,26)	34,7 (8,5)	7,5 (15)	5,46 (1,2)	49,67 (16,1)	94,9 (63,9)
20--30	4,52 (0,09)	3,86 (0,04)	28,4 (4,7)	0,58 (0,21)	28,2 (13,8)	1,12 (0,30)	24,5 (8,4)	10,5 (13,4)	3,34 (0,6)	30,34 (8,5)	74,7 (2,5)
30--40	4,60 (0,10)	3,96 (0,06)	22,7 (3,5)	0,48 (0,10)	25,1 (8,2)	0,97 (0,32)	17 (6,6)	9 (13,2)	1,51 (1,2)	15,05 (4)	56,3 (15,8)
40--50	4,66 (0,03)	4,14 (0,05)	18,8 (3,7)	0,78 (0,34)	13,1 (3,1)	0,85 (0,3)	13,7 (4,8)	9,5 (13,9)	1,21 (0,9)	2,24 (4,5)	36,9 (5)
N											
0--10	3,86 (0,12)**	3,56 (0,06)**	49,6 (4,8)	0,95 (0,41)	30,2 (14)	2,1 (0,34)	47,2 (10,7)	22 (16,8)	8,5 (2,9)	147,2 (15,5)**	109,8 (9,8)
10--20	3,92 (0,15)**	3,59 (0,15)*	37,2 (3,7)	0,93 (0,36)	22,1 (7,8)	1,5 (0,28)	34 (8,3)	11 (14,4)	5,16 (1,1)	110,3 (20,3)**	106,1 (35,2)
20--30	3,99 (0,21)**	3,74 (0,07)	28 (3,5)	0,70 (0,28)	21,7 (6,3)	1,12 (0,33)	23,5 (5,9)	7,5 (13,7)	3,25 (0,5)	77,8 (29,1)*	79,7 (19,8)
30--40	4,27 (0,39)	3,89 (0,15)	23,3 (4,1)	0,53 (0,25)	24,7 (8,4)	0,92 (0,25)	18,25 (9,84)	7 (14)	1,82 (1,5)	34,8 (36,4)	49,1 (14,7)
40--50	4,50 (0,21)	4,01 (0,21)	18,8 (2,6)	0,60 (0,36)	18,9 (8,3)	0,82 (0,31)	11,25 (4,27)	8 (13,4)	0,6 (0,7)	11,01 (10,8)	29,9 (7,5)
Ca											
0--10	5,34 (0,45)**	5,42 (0,40)**	38,7 (4)	0,73 (0,22)	26,6 (8,5)	1,8 (1,22)	28,25 (1,5)**	839,6 (386,9)**	358,7 (47,6)**	2,24 (4,5)*	102,4 (57)
10--20	5,11 (0,25)**	5,04 (0,14)**	30,4 (1,7)*	0,73 (0,15)	21,7 (5)	1,27 (0,34)	26,75 (4,6)	377,2 (49,3)*	226,3 (61,8)*	0 (0)**	69,9 (29,7)
20--30	5,01 (0,25)*	4,50 (0,42)*	25,5 (2,7)	0,60 (0,20)	22,3 (4,7)	1,02 (0,29)	20,5 (3,8)	199,9 (88,6)**	108,4 (33,1)*	2,25 (4,5)*	63,3 (58,9)
30--40	4,94 (0,13)**	4,33 (0,19)*	19,9 (1,7)	0,55 (0,24)	20,2 (6,8)	0,85 (0,24)	12,5 (2,08)	85,7 (49,9)*	49,2 (24,6)**	2,25 (4,5)*	60 (44,3)
40--50	4,90 (0,07)**	4,41 (0,11)**	17,6 (3,4)	0,60 (0,28)	17,7 (8,9)	0,95 (0,06)	11,25 (0,96)	104,2 (52,9)*	40,7 (13,4)**	0 (0)	24,7 (7,31)
P											
0--10	4,15 (0,23)	3,81 (0,11)	44,8 (4,8)	0,70 (0,22)	29,6 (3,3)	36,9 (25,5)*	48,75 (18,9)	203,97 (127)*	13,06 (6,2)	56,41 (34,8)	103,6 (22,1)
10--20	4,09 (0,05)**	3,75 (0,02)*	31,5 (1,8)	0,78 (0,29)	22,1 (6,8)	6,07 (1,85)**	34,5 (9,4)	55,6 (7,2)*	6,37 (1,8)	69,22 (7,3)	72,4 (2,7)
20--30	4,26 (0,15)*	3,83 (0,06)	25,8 (1,3)	0,58 (0,13)	23,3 (5,2)	13,12 (19,2)*	24 (4,08)	43,1 (19,9)*	3,64 (1)	43,37 (6,7)	79,6 (25,3)
30--40	4,50 (0,11)	3,96 (0,15)	21,3 (3,1)	0,55 (0,24)	20,9 (4,8)	2,75 (2,3)*	16 (3,7)	40 (23,8)	2,13 (0,6)	15,05 (4)	34,4 (4,5)
40--50	4,57 (0,11)	4,17(0,08)	17,4 (2,1)	0,53 (0,25)	19,5 (7,8)	1,65 (0,9)	11,5 (6,2)	24 (28,1)	0,6 (0,7)	4,49 (5,1)	35,3 (13)
NP											
0--10	3,82 (0,13)*	3,53 (0,10)*	45,7 (9,5)	0,80 (0,38)	24,4 (0,5)	40,45 (49,6)**	41,75 (12,7)	52,6 (40,5)	7,59 (2)	140,69 (17,5)**	108,6 (15)
10--20	3,68 (0,13)**	3,57 (0,04)**	36,1 (6,4)	0,75 (0,24)	26,2 (10,6)	12,55 (14,6)*	35,5 (14,3)	26,5 (29,1)	5,77 (3,2)	123,38 (13,1)**	93,4 (19,2)
20--30	3,68 (0,12)**	3,64 (0,05)**	26,6 (1,6)	0,63 (0,13)	21,9 (4,8)	4,3 (1,94)*	26 (3,4)	6 (2,8)	2,73 (0,6)	110,35 (16,6)*	58,1 (7,6)
30--40	3,86 (0,34)*	3,75 (0,13)	22,9 (2,3)	0,50 (0,08)	23,2 (4)	3 (1,82)*	18,75 (4,6)	13,5 (13,7)	1,82 (0,7)	88,77 (39,6)*	44,3 (4,9)
40--50	4,23 (0,41)	3,90 (0,17)*	19,9 (2,3)	0,43 (0,05)	23,7 (4,7)	2,32 (1,3)*	13,75 (5,2)	22 (11,7)	1,82 (1,5)	45,62 (56,9)*	39,1 (9,2)

\* p&lt;0,05

\*\* p&lt;0,01

**Anexo 2.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento controle). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR)

Controle		DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
Espécie	Família / sub - família	(n/900 m2)	(%)	(cm2/900m2)	(%)		(%)	
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	- MYRTACEAE	25	5,22	3551,45	26,23	100	3,48	34,93
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	- CARYOCARACEAE	17	3,55	1888,69	13,95	100	3,48	20,98
<i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hil.) Baill.	- OCHNACEAE	40	8,35	835,75	6,17	100	3,48	18,00
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	- ASTERACEAE (COMPOSITAE)	49	10,23	580,34	4,29	100	3,48	17,99
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart.	- ARECACEAE (PALMAE)	12	2,51	1599,12	11,81	25	0,87	15,19
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	- LEG.-PAPILIONIOIDEAE	20	4,18	747,73	5,52	100	3,48	13,18
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	- VOCHYSIACEAE	26	5,43	592,13	4,37	75	2,61	12,41
<i>Roupala montana</i> Aubl.	- PROTEACEAE	36	7,52	167,28	1,24	100	3,48	12,23
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	- ARECACEAE (PALMAE)	16	3,34	561,38	4,15	75	2,61	10,10
<i>Styrax ferrugineus</i> Ness & Mart.	-STYRACACEAE	19	3,97	185,44	1,37	100	3,48	8,81
<i>Rourea induta</i> (Planchon)	- CONNARACEAE	22	4,59	84,59	0,62	75	2,61	7,83
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	- MALPIGHIACEAE	16	3,34	93,92	0,69	100	3,48	7,51
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth.	-MALPIGHIACEAE	10	2,09	201,95	1,49	100	3,48	7,06
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart.& Zucc.	- GUTTIFERAE	16	3,34	145,49	1,07	75	2,61	7,02
<i>Vellozia squamata</i> Pohl.	- VELLOZIACEAE	11	2,30	399,81	2,95	50	1,74	6,99
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	- MELASTOMATACEAE	11	2,30	59,57	0,44	100	3,48	6,21
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	- DILLENACEAE	12	2,51	131,57	0,97	75	2,61	6,09
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham.& Schltdl.)	- ARALIACEAE	10	2,09	120,66	0,89	75	2,61	5,59
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	-LEG.PAPILIONIOIDEAE	12	2,51	47,75	0,35	50	1,74	4,60
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.-	LYTHRACEAE	7	1,46	62,83	0,46	75	2,61	4,53
<i>Connarus suberosus</i> (Planchon)	- CONNARACEAE	10	2,09	84,16	0,62	50	1,74	4,45
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	-MYRSINACEAE	7	1,46	25,86	0,19	75	2,61	4,26
<i>Acosmuim dasycarpum</i> (Vog).Yak.	- LEG.PAPILIONIOIDEAE	6	1,25	33,60	0,25	75	2,61	4,11
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	- LEG.MIMOSOIDEAE	4	0,84	83,04	0,61	75	2,61	4,06
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart.& Zucc) Benth.-	CHRYSOBALANACEAE	4	0,84	193,48	1,43	50	1,74	4,00
<i>Miconia pohliana</i> Cogn.	- MELASTOMATACEAE	5	1,04	39,65	0,29	75	2,61	3,95
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St-Hil.	- ERYTHROXYLACEAE	4	0,84	37,64	0,28	75	2,61	3,72
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.& Zucc.) Schott & Endl.	- MALVACEAE	3	0,63	293,75	2,17	25	0,87	3,67

Continua...

Controle		DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI	
Espécie	-	Família / sub-família	(n/900 m2)	(%)	(cm2/900m2)	(%)	(%)		
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	-	VOCHYSIACEAE	6	1,25	74,71	0,55	50	1,74	3,54
<i>Miconia fallax</i> A. DC.	-	MELASTOMATACEAE	4	0,84	8,83	0,07	75	2,61	3,51
<i>Miconia ferruginata</i> A. DC.	-	MELASTOMATACEAE	3	0,63	31,99	0,24	75	2,61	3,47
<i>Vochysia elliptica</i> (Spreng.) Mart.	-	VOCHYSIACEAE	3	0,63	80,48	0,59	50	1,74	2,96
<i>Allagoptera leucocalyx</i> (Drude) Kuntze	-	ARECACEAE	2	0,42	96,53	0,71	50	1,74	2,87
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.)	-	LEG.MIMOSOIDEAE	2	0,42	51,73	0,38	50	1,74	2,54
<i>Neea theifera</i> Oerst.	-	NYCTAGINACEAE	3	0,63	10,82	0,08	50	1,74	2,45
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	-	NYCTAGINACEAE	1	0,21	127,33	0,94	25	0,87	2,02
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	-	APOCYNACEAE	3	0,63	14,28	0,11	25	0,87	1,60
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St-Hil.	-	ERYTHROXYLACEAE	3	0,63	8,75	0,06	25	0,87	1,56
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standley	-	BIGNONIACEAE	2	0,42	13,25	0,10	25	0,87	1,38
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel	-	LEG.CAESALPINIOIDEAE	2	0,42	12,28	0,09	25	0,87	1,38
<i>Symplocos rahmnifolia</i> A.DC	-	SYMPLOCACEAE	1	0,21	12,43	0,09	25	0,87	1,17
<i>Casearia sylvestris</i> SW.	-	SALICACEAE	1	0,21	6,45	0,05	25	0,87	1,13
<i>Bauhinia burchelli</i> -LEG.-	-	CAESALPINIOIDEAE	1	0,21	2,86	0,02	25	0,87	1,10
<i>Vernonia ruficoma</i> Schltl.	-	ASTERACEAE	1	0,21	1,99	0,01	25	0,87	1,09
Total			479	100	13540	100	2875	100	300

**Anexo 3.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento Nitrogênio). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).

Nitrogênio		DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
Espécie	Família / sub-família	(n/900 m <sup>2</sup> )	(%)	(cm <sup>2</sup> /900m <sup>2</sup> )	(%)	(%)	(%)	
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	- MYRTACEAE	21	4,56	3087,34	30,80	100	3,70	39,06
<i>Roupala montana</i> Aubl.	- PROTEACEAE	75	16,27	292,87	2,92	100	3,70	22,89
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	- VOCHYSIACEAE	38	8,24	661,55	6,60	100	3,70	18,55
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	- LEG.-PAPILIONIOIDEAE	27	5,86	709,20	7,08	100	3,70	16,64
<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St. Hil.) Baill.	- OCHNACEAE	27	5,86	268,84	2,68	100	3,70	12,24
<i>Styrax ferrugineus</i> Ness & Mart.	-STYRACACEAE	26	5,64	290,05	2,89	100	3,70	12,24
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	- ASTERACEAE (COMPOSITAE)	25	5,42	234,76	2,34	100	3,70	11,47
<i>Rourea induta</i> (Planchon)	- CONNARACEAE	32	6,94	130,71	1,30	50	1,85	10,10
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	- MELASTOMATACEAE	24	5,21	97,33	0,97	100	3,70	9,88
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	-VOCHYSIACEAE	16	3,47	341,54	3,41	75	2,78	9,66
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	- VOCHYSIACEAE	1	0,22	827,95	8,26	25	0,93	9,40
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham.& Schltld.)	- ARALIACEAE	17	3,69	197,60	1,97	100	3,70	9,36
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.& Zucc.) Schott & Endl.	- MALVACEAE	6	1,30	455,61	4,55	75	2,78	8,62
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	- CARYOCARACEAE	8	1,74	289,69	2,89	75	2,78	7,40
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	- MALPIGHIACEAE	10	2,17	204,26	2,04	75	2,78	6,98
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.-	- LYTHRACEAE	13	2,82	103,31	1,03	75	2,78	6,63
<i>Miconia ferruginata</i> A. DC.	- MELASTOMATACEAE	3	0,65	275,53	2,75	50	1,85	5,25
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.)	- LEG.MIMOSOIDEAE	1	0,22	389,94	3,89	25	0,93	5,03
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	- LEG.MIMOSOIDEAE	4	0,87	45,54	0,45	100	3,70	5,03
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart.	- ARECACEAE (PALMAE)	3	0,65	332,66	3,32	25	0,93	4,90
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart.& Zucc.	- GUTTIFERAE	6	1,30	50,77	0,51	75	2,78	4,59
<i>Vellozia squamata</i> Pohl.	- VELLOZIACEAE	4	0,87	179,05	1,79	50	1,85	4,51
<i>Miconia fallax</i> A. DC.	- MELASTOMATACEAE	6	1,30	32,89	0,33	75	2,78	4,41
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. Ex. Schult.)	- HIPPOCRATEACEAE	6	1,30	21,82	0,22	75	2,78	4,30
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St-Hil.	- ERYTHROXYLACEAE	7	1,52	48,56	0,48	50	1,85	3,85
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	- APOCYNACEAE	9	1,95	54,71	0,55	25	0,93	3,42

Continua...

Nitrogênio		DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
Espécie	Família / sub-família	(n/900 m2)	(%)	(cm2/900m2)	(%)	(%)	(%)	
<i>Connarus suberosus</i> (Planchon) - CONNARACEAE		5	1,08	22,54	0,22	50	1,85	3,16
<i>Diospyrus burchellii</i> Hiern. -EBENACEAE		4	0,87	32,97	0,33	50	1,85	3,05
<i>Neea theifera</i> Oerst. - NYCTAGINACEAE		3	0,65	20,87	0,21	50	1,85	2,71
<i>Acosmuim dasycarpum</i> (Vog).Yak. - LEG.PAPILIONIOIDEAE		6	1,30	16,97	0,17	25	0,93	2,40
<i>Ocotea spixiana</i> (Ness) Mez - LAURACEAE		2	0,43	8,99	0,09	50	1,85	2,38
<i>Palicourea rigida</i> Kunth -RUBIACEAE		2	0,43	8,99	0,09	50	1,85	2,38
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) L.C.Rich.- MALPIGHIACEAE		2	0,43	61,75	0,62	25	0,93	1,98
<i>Syagrus petraea</i> (Mart.) Becc.- ARECACEAE		1	0,22	66,93	0,67	25	0,93	1,81
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc. - ARECACEAE (PALMAE)		1	0,22	53,80	0,54	25	0,93	1,68
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell - NYCTAGINACEAE		2	0,43	12,89	0,13	25	0,93	1,49
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel - LEG.CAESALPINIOIDEAE		2	0,43	6,76	0,07	25	0,93	1,43
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss - MALPIGHIACEAE		1	0,22	13,45	0,13	25	0,93	1,28
<i>Qualea multiflora</i> Mart. - VOCHYSIACEAE		1	0,22	8,77	0,09	25	0,93	1,23
<i>Maprounea brasiliensis</i> A. St.Hil - EUPHORBIACEAE		1	0,22	7,96	0,08	25	0,93	1,22
<i>Hymenaea stignocarpa</i> Mart. - LEG.CAESALPINIOIDEAE		1	0,22	7,96	0,08	25	0,93	1,22
<i>Symplocos rahmnifolia</i> A.DC - SYMPLOCACEAE		1	0,22	7,18	0,07	25	0,93	1,21
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standley - BIGNONIACEAE		1	0,22	5,75	0,06	25	0,93	1,20
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil. - DILLENIAEAE		1	0,22	5,09	0,05	25	0,93	1,19
<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K.Schum.- BIGNONIACEAE		1	0,22	4,48	0,04	25	0,93	1,19
<i>Baccharis dentata</i> A.DC - ASTERACEAE (COMPOSITAE)		1	0,22	3,90	0,04	25	0,93	1,18
<i>Miconia pohliana</i> Cogn. - MELASTOMATAEAE		1	0,22	3,90	0,04	25	0,93	1,18
<i>Vochysia elliptica</i> (Spreng.) Mart. - VOCHYSIACEAE		1	0,22	3,90	0,04	25	0,93	1,18
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St-Hil. - ERYTHROXYLACEAE		1	0,22	3,36	0,03	25	0,93	1,18
<i>Annona pygmaea</i> (Warm.) - ANNONACEAE		1	0,22	2,86	0,03	25	0,93	1,17
<i>Ilex brasiliensis</i> (Spreng.) Loes - AQUIFOLIACEAE		1	0,22	2,86	0,03	25	0,93	1,17
<i>Casearia sylvestris</i> SW. - SALICACEAE		1	0,22	2,86	0,03	25	0,93	1,17
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil - ANACARDIACEAE		1	0,22	1,99	0,02	25	0,93	1,16
Total		461	100	10024	100	2700	100	300



**Anexo 4.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento Cálcio). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).

Cálcio			DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
Espécie	-	Família / sub-família	(n/900 m <sup>2</sup> )	(%)	(cm <sup>2</sup> /900m <sup>2</sup> )	(%)	(%)	(%)	
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	-	MYRTACEAE	24	4,49	2042,30	21,49	100	3,05	29,04
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	-	CARYOCARACEAE	28	5,24	1218,33	12,82	75	2,29	20,36
<i>Rourea induta</i> (Planchon)	-	CONNARACEAE	59	11,05	252,71	2,66	100	3,05	16,76
<i>Roupala montana</i> Aubl.	-	PROTEACEAE	47	8,80	227,02	2,39	100	3,05	14,24
<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St. Hil.) Baill.	-	OCHNACEAE	29	5,43	440,87	4,64	100	3,05	13,12
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart.	-	ARECACEAE (PALMAE)	7	1,31	870,05	9,16	50	1,53	11,99
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	-	MYRSINACEAE	37	6,93	183,03	1,93	100	3,05	11,91
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	-	VOCHYSIACEAE	27	5,06	255,07	2,68	100	3,05	10,79
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	-	LEG.-PAPILIONIOIDEAE	19	3,56	312,97	3,29	100	3,05	9,91
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	-	LYTHRACEAE	23	4,31	161,15	1,70	100	3,05	9,06
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	-	ASTERACEAE (COMPOSITAE)	18	3,37	163,28	1,72	100	3,05	8,14
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart.& Zucc.	-	GUTTIFERAE	12	2,25	229,55	2,42	100	3,05	7,72
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	-	LEG.MIMOSOIDEAE	15	2,81	170,60	1,80	100	3,05	7,66
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham.& Schltdl.)	-	ARALIACEAE	14	2,62	157,17	1,65	100	3,05	7,33
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.& Zucc.) Schott & Endl.	-	MALVACEAE	9	1,69	353,75	3,72	50	1,53	6,93
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	-	VOCHYSIACEAE	10	1,87	190,14	2,00	100	3,05	6,93
<i>Styrax ferrugineus</i> Ness & Mart.	-	STYRACACEAE	14	2,62	113,90	1,20	100	3,05	6,87
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	-	DILLENACEAE	14	2,62	88,49	0,93	100	3,05	6,61
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	-	APOCYNACEAE	10	1,87	68,90	0,73	100	3,05	5,65
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standley	-	BIGNONIACEAE	11	2,06	76,22	0,80	75	2,29	5,15
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	-	ARECACEAE (PALMAE)	4	0,75	245,19	2,58	50	1,53	4,86
<i>Symplocos rahmnifolia</i> A.DC	-	SYMPLOCACEAE	3	0,56	332,17	3,50	25	0,76	4,82
<i>Neea theifera</i> Oerst.	-	NYCTAGINACEAE	7	1,31	32,71	0,34	100	3,05	4,71
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	-	MALPIGHIACEAE	7	1,31	76,36	0,80	75	2,29	4,40
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart.& Zucc) Benth.	-	CHRYSOBALANACEAE	4	0,75	125,06	1,32	75	2,29	4,36
<i>Casearia sylvestris</i> SW.	-	SALICACEAE	8	1,50	41,78	0,44	75	2,29	4,23

Cálcio			<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>IVI</b>
Espécie	-	Família / sub-família	(n/900 m2)	(%)	(cm2/900m2)	(%)		(%)	
<i>Erythroxylum suberosum</i>	A. St-Hil.	- ERYTHROXYLACEAE	8	1,50	82,72	0,87	50	1,53	3,90
<i>Acosmuim dasycarpum</i>	(Vog).Yak.	- LEG.PAPILIONIOIDEAE	6	1,12	40,55	0,43	75	2,29	3,84
<i>Allagoptera leucocalyx</i>	(Drude) Kuntze	- ARECACEAE	3	0,56	213,77	2,25	25	0,76	3,57
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	(L.) L.C.Rich.	- MALPIGHIACEAE	5	0,94	30,52	0,32	75	2,29	3,55
<i>Vellozia squamata</i>	Pohl.	- VELLOZIACEAE	2	0,37	203,05	2,14	25	0,76	3,27
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	Kunth.	-MALPIGHIACEAE	5	0,94	43,63	0,46	50	1,53	2,92
<i>Miconia ferruginata</i>	A. DC.	- MELASTOMATACEAE	2	0,37	165,05	1,74	25	0,76	2,87
<i>Connarus suberosus</i>	(Planchon)	- CONNARACEAE	5	0,94	30,48	0,32	50	1,53	2,78
<i>Guapira noxia</i>	(Netto) Lundell	- NYCTAGINACEAE	4	0,75	23,71	0,25	50	1,53	2,53
<i>Enterolobium gummiferum</i>	(Mart.)	- LEG.MIMOSOIDEAE	3	0,56	37,80	0,40	50	1,53	2,49
<i>Vernonia ferruginea</i>	(Less.)	- ASTERACEAE (COMPOSITAE)	3	0,56	9,95	0,10	50	1,53	2,19
<i>Miconia albicans</i>	(Sw.) triana	- MELASTOMATACEAE	3	0,56	7,26	0,08	50	1,53	2,16
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	Mart.	- APOCYNACEAE	2	0,37	10,92	0,11	50	1,53	2,02
<i>Vochysia rufa</i>	(Spreng.) Mart.	- VOCHYSIACEAE	3	0,56	63,94	0,67	25	0,76	2,00
<i>Erythroxylum deciduum</i>	A. St-Hil.	- ERYTHROXYLACEAE	3	0,56	14,74	0,16	25	0,76	1,48
<i>Baccharis dentata</i>	A.DC	- ASTERACEAE (COMPOSITAE)	3	0,56	7,34	0,08	25	0,76	1,40
<i>Tocoyena formosa</i>	(Cham.& Schltldl.)	- RUBIACEAE	2	0,37	6,76	0,07	25	0,76	1,21
<i>Eremanthus goyazensis</i>	(Gardner)	- ASTERACEAE (COMPOSITAE)	1	0,19	17,91	0,19	25	0,76	1,14
<i>Andira paniculata</i>	Benth.	- LEG.PAPILIONIOIDEAE	1	0,19	17,91	0,19	25	0,76	1,14
<i>Salacia crassifolia</i>	(Mart. Ex. Schult.)	- HIPPOCRATEACEAE	1	0,19	9,63	0,10	25	0,76	1,05
<i>Agonandra brasiliensis</i>	Miers	- OPILIACEAE	1	0,19	7,96	0,08	25	0,76	1,03
<i>Mimosa clausenii</i>	(Benth.)	- LEG.MIMOSOIDEAE	1	0,19	5,09	0,05	25	0,76	1,00
<i>Vochysia elliptica</i>	(Spreng.) Mart.	- VOCHYSIACEAE	1	0,19	5,09	0,05	25	0,76	1,00
<i>Emmotum nitens</i>	(Benth.) Miers	- ICACINACEAE	1	0,19	3,90	0,04	25	0,76	0,99
<i>Dimorphandra mollis</i>	(Benth.)	- LEG.CAESALPINIOIDEAE	1	0,19	3,90	0,04	25	0,76	0,99
<i>Cybianthus detergens</i>	Mart.	- MYRSINACEAE	1	0,19	3,90	0,04	25	0,76	0,99
<b>Total</b>			<b>534</b>	<b>100</b>	<b>9502</b>	<b>100</b>	<b>3275</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

**Anexo 5.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento fósforo). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).

Fósforo		DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
Espécie	Família / sub-família	(n/900 m <sup>2</sup> )	(%)	(cm <sup>2</sup> /900m <sup>2</sup> )	(%)	(%)	(%)	
<i>Roupala montana</i> Aubl. -	PROTEACEAE	65	14,51	866,31	9,48	100	3,36	27,35
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess. -	CARYOCARACEAE	12	2,68	1098,70	12,03	75	2,52	17,23
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. -	LEG.-PAPILIONIOIDEAE	22	4,91	813,80	8,91	100	3,36	17,18
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg -	MYRTACEAE	21	4,69	813,88	8,91	100	3,36	16,96
<i>Rourea induta</i> (Planchon) -	CONNARACEAE	47	10,49	197,92	2,17	75	2,52	15,18
<i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hil.) Baill. -	OCHNACEAE	21	4,69	536,37	5,87	100	3,36	13,92
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart. -	ARECACEAE (PALMAE)	7	1,56	894,48	9,79	50	1,68	13,03
<i>Styrax ferrugineus</i> Ness & Mart. -	STYRACACEAE	24	5,36	274,07	3,00	100	3,36	11,72
<i>Qualea parviflora</i> Mart. -	VOCHYSIACEAE	15	3,35	361,93	3,96	100	3,36	10,67
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.-	ASTERACEAE (COMPOSITAE)	20	4,46	187,85	2,06	100	3,36	9,88
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart.& Zucc. -	GUTTIFERAE	17	3,79	169,02	1,85	75	2,52	8,17
<i>Vochysia elliptica</i> (Spreng.) Mart. -	VOCHYSIACEAE	7	1,56	284,76	3,12	100	3,36	8,04
<i>Butia leiospatha</i> (Barb.Rodr.) Becc. -	ARECACEAE	5	1,12	400,92	4,39	50	1,68	7,18
<i>Byrsonima crassa</i> Nied. -	MALPIGHIACEAE	11	2,46	99,16	1,09	100	3,36	6,90
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze -	MYRSINACEAE	15	3,35	58,13	0,64	75	2,52	6,51
<i>Vellozia squamata</i> Pohl. -	VELLOZIACEAE	6	1,34	182,58	2,00	75	2,52	5,86
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.-	LYTHRACEAE	7	1,56	49,48	0,54	100	3,36	5,47
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standley -	BIGNONIACEAE	9	2,01	79,04	0,87	75	2,52	5,40
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham.& Schltld.) -	ARALIACEAE	8	1,79	95,77	1,05	75	2,52	5,35
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) L.C.Rich.-	MALPIGHIACEAE	6	1,34	127,01	1,39	75	2,52	5,25
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil. -	DILLENACEAE	8	1,79	41,50	0,45	75	2,52	4,76
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth. -	LEG.-PAPILIONIOIDEAE	1	0,22	325,96	3,57	25	0,84	4,63
<i>Neea theifera</i> Oerst. -	NYCTAGINACEAE	7	1,56	26,74	0,29	75	2,52	4,38
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc. -	ARECACEAE (PALMAE)	2	0,45	275,35	3,01	25	0,84	4,30
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. Ex. Schult.) -	HIPPOCRATEACEAE	5	1,12	14,86	0,16	75	2,52	3,80

Continua...

Fósforo			DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IV <sub>57</sub>
Espécie	-	Família / sub-família	(n/900 m <sup>2</sup> )	(%)	(cm <sup>2</sup> /900m <sup>2</sup> )	(%)	(%)	(%)	
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel	-	LEG.CAESALPINIOIDEAE	7	1,56	41,32	0,45	50	1,68	3,70
<i>Protuim ovatum</i> Engl.	-	BURSERACEAE	4	0,89	14,17	0,16	75	2,52	3,57
<i>Hymenaea stagnocarpa</i> Mart.	-	LEG.CAESALPINIOIDEAE	5	1,12	54,49	0,60	50	1,68	3,39
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.)	-	LEG.MIMOSOIDEAE	4	0,89	55,55	0,61	50	1,68	3,18
<i>Allagoptera leucocalyx</i> (Drude) Kuntze	-	ARECACEAE	2	0,45	171,34	1,88	25	0,84	3,16
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	-	VOCHYSIACEAE	4	0,89	49,82	0,55	50	1,68	3,12
<i>Acosmuim dasycarpum</i> (Vog).Yak.	-	LEG.PAPILIONIOIDEAE	8	1,79	43,03	0,47	25	0,84	3,10
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	-	MELASTOMATACEAE	5	1,12	16,89	0,18	50	1,68	2,98
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	-	LEG.MIMOSOIDEAE	3	0,67	40,21	0,44	50	1,68	2,79
<i>Connarus suberosus</i> (Planchon)	-	CONNARACEAE	4	0,89	14,72	0,16	50	1,68	2,73
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St-Hil.	-	ERYTHROXYLACEAE	3	0,67	21,67	0,24	50	1,68	2,59
<i>Miconia ferruginata</i> A. DC.	-	MELASTOMATACEAE	1	0,22	103,14	1,13	25	0,84	2,19
<i>Baccharis dentata</i> A.DC	-	ASTERACEAE (COMPOSITAE)	2	0,45	3,98	0,04	50	1,68	2,17
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.& Zucc.) Schott & Endl.	-	MALVACEAE	2	0,45	70,35	0,77	25	0,84	2,06
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth.	-	MALPIGHIACEAE	4	0,89	21,88	0,24	25	0,84	1,97
<i>Symplocos nitida</i> (Pohl.) Benth.	-	SYMPLOCACEAE	3	0,67	18,30	0,20	25	0,84	1,71
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	-	VOCHYSIACEAE	2	0,45	33,50	0,37	25	0,84	1,65
<i>Miconia fallax</i> A. DC.	-	MELASTOMATACEAE	3	0,67	7,26	0,08	25	0,84	1,59
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	-	VOCHYSIACEAE	2	0,45	11,08	0,12	25	0,84	1,41
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	-	ASTERACEAE (COMPOSITAE)	2	0,45	9,57	0,10	25	0,84	1,39
<i>Miconia pohliana</i> Cogn.	-	MELASTOMATACEAE	2	0,45	5,73	0,06	25	0,84	1,35
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	-	NYCTAGINACEAE	1	0,22	13,45	0,15	25	0,84	1,21
<i>Baccharis tridentata</i> A.DC	-	ASTERACEAE (COMPOSITAE)	1	0,22	7,96	0,09	25	0,84	1,15
<i>Eremanthus goyazensis</i> (Gardner)	-	ASTERACEAE (COMPOSITAE)	1	0,22	7,96	0,09	25	0,84	1,15
<i>Symplocos rahmnifolia</i> A.DC	-	SYMPLOCACEAE	1	0,22	7,96	0,09	25	0,84	1,15
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	-	APOCYNACEAE	1	0,22	5,09	0,06	25	0,84	1,12
<i>Diospyrus burchellii</i> Hiern.	-	EBENACEAE	1	0,22	4,48	0,05	25	0,84	1,11
<i>Casearia sylvestris</i> SW.	-	SALICACEAE	1	0,22	3,90	0,04	25	0,84	1,11
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham.& Schltdl.)	-	RUBIACEAE	1	0,22	1,99	0,02	25	0,84	1,09
Total			448	100	9136	100	2975	100	300

**Anexo 6.** Parâmetros fitossociológicos (0,09 ha) de um cerrado sentido restrito submetido a tratamentos de fertilização (Tratamento Nitrogênio+fósforo). Densidade absoluta (DA); Densidade relativa (DR); Dominância absoluta (DoA); Dominância relativa (DoR); Frequência absoluta (FA); Frequência relativa (FR).

Nitrogênio+fósforo		DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
Espécie	Família / sub-família	(n/900 m2)	(%)	(cm2/900m2)	(%)	(%)	(%)	
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	- MYRTACEAE	24	7,14	4125,22	44,59	100	5,00	56,73
<i>Roupala montana</i> Aubl.	- PROTEACEAE	71	21,13	358,17	3,87	100	5,00	30,00
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	- LEG.-PAPILIONIOIDEAE	24	7,14	1208,98	13,07	100	5,00	25,21
<i>Styrax ferrugineus</i> Ness & Mart.	-STYRACACEAE	43	12,80	602,22	6,51	100	5,00	24,31
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	- CARYOCARACEAE	9	2,68	925,23	10,00	75	3,75	16,43
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham.& Schltdl.)	- ARALIACEAE	19	5,65	248,11	2,68	100	5,00	13,34
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	- APOCYNACEAE	22	6,55	85,85	0,93	75	3,75	11,23
<i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hil.) Baill.	- OCHNACEAE	13	3,87	171,43	1,85	100	5,00	10,72
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	- LYTHRACEAE	14	4,17	98,78	1,07	100	5,00	10,23
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	- MELASTOMATACEAE	14	4,17	65,10	0,70	75	3,75	8,62
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	- VOCHYSIACEAE	11	3,27	94,28	1,02	75	3,75	8,04
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart.& Zucc.	- GUTTIFERAE	8	2,38	146,25	1,58	75	3,75	7,71
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	- ASTERACEAE (COMPOSITAE)	7	2,08	88,13	0,95	75	3,75	6,79
<i>Miconia ferruginata</i> A. DC.	- MELASTOMATACEAE	4	1,19	278,79	3,01	50	2,50	6,70
<i>Vochysia elliptica</i> (Spreng.) Mart.	- VOCHYSIACEAE	7	2,08	55,63	0,60	50	2,50	5,18
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	-VOCHYSIACEAE	3	0,89	81,19	0,88	50	2,50	4,27
<i>Vellozia squamata</i> Pohl.	- VELLOZIACEAE	2	0,60	70,11	0,76	50	2,50	3,85
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. Ex. Schult.)	- HIPPOCRATEACEAE	4	1,19	14,03	0,15	50	2,50	3,84
<i>Miconia pohliana</i> Cogn.	- MELASTOMATACEAE	5	1,49	101,07	1,09	25	1,25	3,83
<i>Miconia fallax</i> A. DC.	- MELASTOMATACEAE	4	1,19	7,96	0,09	50	2,50	3,78
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth.	-MALPIGHIACEAE	3	0,89	14,74	0,16	50	2,50	3,55
<i>Rourea induta</i> (Planchon)	- CONNARACEAE	5	1,49	30,08	0,33	25	1,25	3,06
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	- ASTERACEAE (COMPOSITAE)	2	0,60	88,17	0,95	25	1,25	2,80
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.	- LEG.-PAPILIONIOIDEAE	1	0,30	114,91	1,24	25	1,25	2,79
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	- LEG.MIMOSOIDEAE	1	0,30	49,74	0,54	25	1,25	2,09

Continua...

Nitrogênio+fósforo		<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>IVI</b>
Espécie	Família / sub-família	(n/900 m2)	(%)	(cm2/900m2)	(%)		(%)	
<i>Acosmuim dasycarpum</i> (Vog).Yak.-	LEG.PAPILONIOIDEAE	2	0,60	9,95	0,11	25	1,25	1,95
<i>Plenckia populnea</i> Reissek -	CELASTRACEAE	1	0,30	35,09	0,38	25	1,25	1,93
<i>Hymenaea stignocarpa</i> Mart.-	LEG.CAESALPINIOIDEAE	1	0,30	15,60	0,17	25	1,25	1,72
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) -	LEG.MIMOSOIDEAE	1	0,30	11,46	0,12	25	1,25	1,67
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.-	LEG.CAESALPINIOIDEAE	1	0,30	8,77	0,09	25	1,25	1,64
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell -	NYCTAGINACEAE	1	0,30	7,96	0,09	25	1,25	1,63
<i>Erythroxyllum suberosum</i> A.St-Hil. -	ERYTHROXYLACEAE	1	0,30	6,45	0,07	25	1,25	1,62
<i>Neea theifera</i> Oerst. -	NYCTAGINACEAE	1	0,30	6,45	0,07	25	1,25	1,62
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil. -	DILLENACEAE	1	0,30	5,09	0,06	25	1,25	1,60
<i>Pterodon pubescens</i> (benth.) Benth.-	LEG.PAPILONIOIDEAE	1	0,30	5,09	0,06	25	1,25	1,60
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.-	APOCYNACEAE	1	0,30	3,90	0,04	25	1,25	1,59
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.& Zucc.) Schott & Endl. -	MALVACEAE	1	0,30	3,90	0,04	25	1,25	1,59
<i>Lantana sp.</i> -	VERBENACEAE	1	0,30	2,86	0,03	25	1,25	1,58
<i>Byrsonima crassa</i> Nied. -	MALPIGHIACEAE	1	0,30	2,41	0,03	25	1,25	1,57
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel -	LEG.CAESALPINIOIDEAE	1	0,30	1,99	0,02	25	1,25	1,57
Total		336	100	9251	100	2000	100	300

**Anexo 7.** Concentração média e desvio padrão (n=5) de fenóis totais (FT) e taninos (Tan.) (% massa seca de folha) em folhas em brotação (Brot.), jovens (Jov.) e maduras (Mad.) de seis espécies lenhosas de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nitrogênio (N), fósforo (P) e nitrogênio + fósforo (NP). (CB – *Caryocar brasiliense*; BS – *Blepharocalix salicifolius*; DM- *Dalbergia miscolobium*, OH- *Ouratea hexasperma*; RM – *Roupala montana*; SF- *Styrax ferrugineus*)

FT	Controle			N			P			NP		
	Brot.	Jov.	mad.	Brot.	Jov.	mad.	Brot.	Jov.	mad.	Brot.	Jov.	mad.
CB	21,6(2,5)	26,6 (3,1)	18,6 (2,7)	23,1 (4,8)	23,5 (5,3)	16,4 (4,5)	21,7 (3,1)	25,4 (1,5)	21,4 (3,9)	19,5 (8,2)	20,5 (2,5)	17,3 (3,9)
BS	17,4(0,4)	17,2 (3,6)	18,6 (3,0)	17,8 (4,0)	17,0 (2,2)	19,0 (4,0)	22,2 (2,0)	19,0 (1,7)	22,1 (3,7)	23,3 (1,2)	20,9 (1,7)	18,8 (3,7)
DM	18,1(3,1)	15,2 (0,2)	17,1 (4,7)	15,2 (1,1)	14,4 (0,7)	16,1 (2,3)	11,9 (2,6)	11,6 (1,6)	11,0 (1,5)	13,0 (1,6)	12,6 (1,4)	13,8 (1,5)
OH	13,2(5,5)	9,6 (1,6)	10,2 (2,2)	13,1 (3,6)	11,4 (3,5)	9,6 (2,4)	3,5 (1,1)	3,3 (0,3)	5,6 (1,2)	14,2 (2,7)	11,8 (0,9)	4,2 (1,2)
RM	3,5 (2,1)	5,3 (2,7)	6,3 (2,0)	5,5 (3,0)	6,2 (2,1)	7,1 (1,1)	6,7 (1,6)	8,7 (0,8)	8,8 (2,1)	3,0 (0,9)	4,3 (2,)	8,1 (2,1)
SF	7,3 (2,2)	8,7 (1,8)	9,0 (1,0)	6,0 (2,3)	9,7 (0,2)	10,0 (0,4)	12,6 (0,8)	12,6 (1,0)	11,6 (2,9)	5,2 (1,4)	8,8 (1,8)	11,4 (2,9)
Tan.												
CB	10,5(0,9)	9,8 (2,0)	9,6 (1,2)	11,0 (2,9)	8,0 (2,2)	9,1 (2,5)	10,3 (1,9)	6,8 (1,4)	8,5 (1,5)	7,8 (3,0)	10,1 (2,3)	9,5 (1,3)
BS	5,4 (0,4)	6,2 (1,6)	5,9 (1,9)	5,8 (1,0)	6,2 (1,1)	4,5 (2,0)	7,9 (2,7)	8,9 (1,5)	7,5 (1,3)	6,9 (1,1)	8,9 (1,4)	6,6 (1,1)
DM	2,7 (0,8)	2,1 (1,2)	2,6 (0,8)	2,7 (0,5)	2,5 (0,6)	2,8 (0,8)	2,3 (0,5)	1,9 (0,3)	2,4 (0,4)	2,2 (0,6)	2,1 (0,6)	2,6 (0,6)
OH	9,1 (1,3)	8,9 (0,8)	6,7 (0,5)	9,1 (1,1)	8,5 (1,2)	6,7 (0,5)	8,7 (2,0)	9,3 (0,4)	6,8 (0,7)	9,1 (1,1)	8,7 (0,9)	7,0 (0,8)
RM	1,8 (1,3)	2,1 (1,1)	2,1 (1,0)	2,6 (1,7)	3,6 (1,7)	1,9 (0,6)	1,8 (0,8)	1,2 (0,3)	2,0 (0,7)	1,5 (0,6)	2,5 (1,6)	1,6 (0,5)
SF	3,4 (0,7)	3,3 (1,0)	2,0 (0,5)	2,7 (0,8)	3,3 (0,3)	2,0 (0,4)	3,2 (0,5)	3,3 (0,4)	2,0 (0,2)	2,6 (0,7)	3,2 (0,3)	2,4 (0,5)

**Anexo 8.** Concentração de nutrientes (média e desvio padrão, n=5) em folhas jovens (Jov.) e maduras (Mad.) de seis espécies lenhosas de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes (Cont. – sem adubação; N – adição de nitrogênio; P- adição de fósforo; NP- adição de nitrogênio + fósforo)

	Cont. jov.	Cont. mad.	N jov.	N mad.	P jov.	P mad.	NP jov.	NP mad.
	<b>N (mg.g<sup>-1</sup>)</b>							
<i>C. brasiliense</i>	13,3 (2,5)	12,5 (4,2)	13,1 (1,5)	16,4 (4,4)	17,2 (3,5)	15,7 (2,6)	16,7 (3,6)	15,3 (2,8)
<i>B. salicifolius</i>	14,9 (0,9)	14,4 (2,2)	13,4 (2,6)	16,0 (0,9)	11,8 (3,1)	13,6 (3,3)	10,2 (2,8)	15,2 (2,0)
<i>D. miscolobium</i>	21,8 (1,1)	22,3 (1,4)	22,9 (4,0)	25,2 (1,1)	19,7 (0,6)	20,2 (2,4)	19,4 (4,0)	20,7 (1,4)
<i>O. hexasperma</i>	11,3 (1,7)	15,0 (1,5)	12,9 (2,3)	14,8 (2,9)	12,3 (2,6)	12,2 (2,6)	11,8 (2,6)	13,4 (1,4)
<i>R. montana</i>	10,8 (3,9)	10,0 (2,3)	8,9 (1,5)	8,8 (1,0)	10,1 (3,2)	6,9 (0,7)	9,9 (1,3)	9,2 (2,9)
<i>S. ferrugineus</i>	11,3 (1,8)	11,2 (2,0)	12,1 (1,1)	13,2 (1,2)	10,5 (0,9)	11,3 (0,5)	12,0 (1,2)	12,4 (3,0)
	<b>P (mg.g<sup>-1</sup>)</b>							
<i>C. brasiliense</i>	1,3 (0,2)	0,8 (0,5)	1,0 (0,4)	1,2 (0,4)	1,4 (0,2)	1,0 (0,3)	1,6 (0,5)	1,2 (0,3)
<i>B. salicifolius</i>	0,5 (0,2)	0,6 (0,1)	0,8 (0,2)	0,6 (0,1)	0,9 (0,4)	0,9 (0,2)	1,0 (0,08)	1,0 (0,2)
<i>D. miscolobium</i>	0,7 (0,01)	0,7 (0,05)	0,7 (0,04)	0,7 (0,05)	0,7 (0,08)	0,7 (0,02)	0,8 (0,04)	0,7 (0,04)
<i>O. hexasperma</i>	0,7 (0,1)	0,6 (0,2)	0,6 (0,08)	0,4 (0,08)	0,9 (0,2)	0,6 (0,09)	0,7 (0,1)	0,6 (0,05)
<i>R. montana</i>	0,6 (0,4)	0,4 (0,07)	0,3 (0,05)	0,4 (0,09)	1,0 (0,1)	0,3 (0,02)	0,6 (0,2)	0,5 (0,03)
<i>S. ferrugineus</i>	0,6 (0,2)	0,5 (0,1)	0,7 (0,15)	0,6 (0,1)	0,8 (0,1)	0,6 (0,06)	0,8 (0,04)	0,5 (0,08)
	<b>K (mg.g<sup>-1</sup>)</b>							
<i>C. brasiliense</i>	7,7 (1,9)	3,6 (2,4)	6,9 (2,0)	6,8 (3,1)	7,6 (0,7)	5,9 (2,7)	6,9 (1,3)	6,6 (3,3)
<i>B. salicifolius</i>	4,2 (2,1)	6,9 (2,7)	6,9 (2,2)	7,4 (1,4)	4,9 (2,5)	4,3 (3,6)	5,8 (2,3)	5,5 (2,0)
<i>D. miscolobium</i>	2,8 (0,1)	3,9 (0,5)	2,8 (0,3)	4,0 (1,2)	3,1 (0,8)	4,0 (0,5)	3,2 (0,7)	3,3 (0,4)
<i>O. hexasperma</i>	5,5 (2,3)	3,9 (1,5)	5,2 (0,4)	3,2 (1,3)	6,4 (2,8)	3,4 (1,2)	2,2 (0,7)	1,9 (0,4)
<i>R. montana</i>	8,7 (4,9)	2,1 (0,8)	2,6 (0,6)	2,0 (1,4)	8,5 (3,3)	2,8 (1,2)	5,7 (2,3)	2,6 (1,9)
<i>S. ferrugineus</i>	2,9 (1,5)	2,1 (0,5)	4,0 (1,3)	2,1 (0,3)	4,1 (0,8)	2,8 (0,7)	2,3 (0,9)	2,0 (1,4)

Continua...



	Cont. jov.	Cont. mad.	N jov.	N mad.	P jov.	P mad.	NP jov.	P mad.
<b>Ca (mg.g<sup>-1</sup>)</b>								
<i>C. brasiliense</i>	1,5 (0,4)	6,0 (2,4)	2,5 (0,3)	3,8 (1,7)	4,7 (2,4)	8,8 (1,8)	5,4 (2,8)	10 (3,9)
<i>B. salicifolius</i>	2,3 (1,1)	9,0 (2,8)	6,0 (0,7)	7,0 (1,2)	10,5 (6,4)	13,3 (7,1)	15,4 (7,0)	19,6 (4,1)
<i>D. miscolobium</i>	2,8 (1,4)	1,9 (0,7)	1,5 (0,2)	1,0 (0,3)	5,5 (1,5)	4,4 (1,7)	4,4 (1,0)	2,9 (0,5)
<i>O. hexasperma</i>	5,5 (2,4)	10,4 (2,2)	6,1 (3,6)	10,1 (1,5)	7,5 (2,9)	19,0 (2,4)	12,6 (4,6)	15,9 (2,8)
<i>R. montana</i>	2,5 (2,1)	2,9 (1,3)	3,2 (1,0)	2,8 (0,9)	2,6 (1,1)	4,5 (1,7)	3,5 (1,8)	6,1 (1,7)
<i>S. ferrugineus</i>	5,5 (3,6)	6,9 (3,2)	5,3 (2,3)	9,1 (0,8)	13,8 (4,1)	21,8 (4,2)	10,0 (3,1)	16,6 (5,3)
<b>Mg (mg.g<sup>-1</sup>)</b>								
<i>C. brasiliense</i>	1,3 (0,3)	2,2 (0,4)	1,3 (0,4)	2,1 (0,4)	1,6 (0,6)	2,1 (1,2)	1,4 (0,3)	1,5 (0,5)
<i>B. salicifolius</i>	1,3 (0,5)	2,7 (0,6)	2,1 (0,4)	2,3 (0,2)	1,1 (0,6)	1,4 (0,9)	1,6 (0,5)	1,8 (0,5)
<i>D. miscolobium</i>	1,5 (0,1)	1,5 (0,3)	1,1 (0,1)	1,1 (0,2)	1,3 (0,4)	1,3 (0,4)	1,2 (0,2)	1,2 (0,2)
<i>O. hexasperma</i>	1,5 (0,3)	2,0 (0,6)	1,4 (0,6)	1,5 (0,1)	1,0 (0,2)	1,2 (0,1)	0,7 (0,2)	0,8 (0,3)
<i>R. montana</i>	1,2 (0,6)	1,4 (0,4)	1,1 (0,5)	1,2 (0,3)	0,8 (0,2)	1,0 (0,3)	0,7 (0,1)	1,1 (0,3)
<i>S. ferrugineus</i>	1,9 (0,9)	2,2 (1,0)	1,7 (0,5)	2,4 (0,6)	1,3 (0,3)	1,9 (0,6)	1,1 (0,3)	1,8 (0,4)
<b>S (mg.g<sup>-1</sup>)</b>								
<i>C. brasiliense</i>	0,4 (0,05)	0,3 (0,03)	0,6 (0,1)	0,7 (0,2)	1,0 (0,23)	1,0 (0,2)	1,1 (0,4)	1,7 (0,8)
<i>B. salicifolius</i>	0,3 (0,1)	0,4 (0,1)	0,9 (0,3)	0,9 (0,3)	1,4 (1,10)	1,4 (0,8)	0,8 (0,08)	0,8 (0,04)
<i>D. miscolobium</i>	0,5 (0,03)	0,4 (0,05)	0,5 (0,02)	0,5 (0,1)	0,5 (0,06)	0,5 (0,1)	0,6 (0,1)	0,8 (0,3)
<i>O. hexasperma</i>	0,5 (0,1)	0,6 (0,2)	0,6 (0,1)	0,7 (0,1)	0,8 (0,1)	1,3 (0,3)	1,1 (0,4)	1,1 (0,3)
<i>R. montana</i>	0,3 (0,06)	0,3 (0,04)	1,0 (0,8)	1,0 (0,6)	0,7 (0,1)	0,9 (0,3)	0,6 (0,1)	1,0 (0,1)
<i>S. ferrugineus</i>	0,5 (0,1)	0,4 (0,04)	1,1 (0,2)	1,7 (0,6)	1,7 (0,4)	2,7 (0,3)	1,3 (0,7)	1,6 (0,9)
<b>Fe (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>								
<i>C. brasiliense</i>	45 (35)	71,2 (33,3)	54,8 (3,5)	127,7 (151)	58,4 (32,4)	146,1 (115)	59,1 (5,7)	104,6 (105)
<i>B. salicifolius</i>	16,0 (3,2)	73,0 (26,5)	78,2 (30,3)	101,9 (27,6)	31,9 (14,4)	55,1 (34,3)	64,0 (30,0)	75,7 (53,8)
<i>D. miscolobium</i>	41,1 (7,3)	45,6 (6,8)	38,9 (5,0)	77,8 (82,0)	47,7 (11,8)	54,1 (32,3)	57,9 (7,8)	67,5 (53,0)
<i>O. hexasperma</i>	21,6 (13,6)	87,2 (16,8)	25,2 (17,7)	86,5 (17,1)	11,9 (2,9)	69,9 (19,8)	26,5 (7,9)	78,8 (26,8)
<i>R. montana</i>	39,8 (30,0)	72,5 (16,8)	72,5 (40,3)	118,1 (33,8)	42,5 (17,4)	155,7 (122)	65,2 (44,9)	80,0 (26,1)
<i>S. ferrugineus</i>	93,7 (40,8)	111,7 (24,2)	65,6 (17,7)	112,1 (31,0)	78,2 (18,2)	94,7 (17,7)	85,3 (14,2)	128,3 (23,0)