



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

INDICADORES MICROBIANOS E RESPOSTA À ALTERAÇÃO DA  
TEMPERATURA E ADIÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLOS DO BIOMA  
CERRADO

SUELEN MARTINS DE OLIVEIRA

2019

SUELEN MARTINS DE OLIVEIRA

INDICADORES MICROBIANOS E RESPOSTA À ALTERAÇÃO DA  
TEMPERATURA E ADIÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLOS DO BIOMA  
CERRADO

Tese apresentada à Universidade Federal de  
Uberlândia, como parte das exigências do Programa de  
Pós-graduação em Agronomia – Doutorado, área de  
concentração em Fitotecnia, para obtenção do título de  
“Doutora”.

Orientador

Prof. Dr. Beno Wendling

Co-orientador

Prof. Dr. Adão de Siqueira Ferreira

UBERLÂNDIA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2019

SUELEN MARTINS DE OLIVEIRA

INDICADORES MICROBIANOS E RESPOSTA À ALTERAÇÃO DA  
TEMPERATURA E ADIÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLOS DO BIOMA  
CERRADO

Tese apresentada à Universidade Federal de  
Uberlândia, como parte das exigências do Programa de  
Pós-graduação em Agronomia – Doutorado, área de  
concentração em Fitotecnia, para obtenção do título de  
“Doutora”.

APROVADA em 27 de Fevereiro de 2019.

Profa. Dra. Dalcimar Regina Batista Wangen

IFGOIANO

Prof. Dr. Marcos Antônio Pesquero

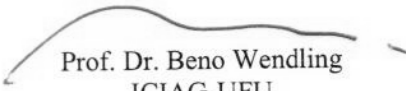
UEG

Profa. Dra. Cinara Xavier de Almeida

UFU

Prof. Dr. Adão de Siqueira Ferreira

UFU

  
Prof. Dr. Beno Wendling  
ICIAG-UFU  
(Orientador)

UBERLÂNDIA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

---

O48i  
2019 Oliveira, Suelen Martins de, 1986  
Indicadores microbianos e resposta à alteração da temperatura e  
adição de nutrientes em solos do bioma cerrado [recurso eletrônico] /  
Suelen Martins de Oliveira. - 2019.

Orientador: Beno Wendling.  
Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa  
de Pós-Graduação em Agronomia.  
Modo de acesso: Internet.  
Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.te.2019.1245>  
Inclui bibliografia.  
Inclui ilustrações.

1. Agronomia. 2. Solos tropicais. 3. Nitrogênio na agricultura. 4.  
Cerrados. I. Wendling, Beno, 1972, (Orient.) II. Universidade Federal de  
Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

---

CDU: 631

Angela Aparecida Vicentini Tzi Tziboy – CRB-6/947

## DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Hélio e Dora.

Dedico.

## AGRADECIMENTOS

Durante a realização deste trabalho fui assistida por várias pessoas, às quais quero expressar meus sinceros agradecimentos.

A Deus pelas oportunidades concedidas, tanto pessoal como profissional, espero ter aproveitado o máximo todas elas;

Aos meus pais, Hélio e Dora, que sempre foram meus exemplos de simplicidade, força, amor e alegria;

Aos meus chefes imediatos Profs. Bruno, Odair e Ricardo, aos quais agradeço pela concessão da liberação parcial para que pudesse cursar disciplinas;

A todos àqueles que ajudaram na primeira fase do doutorado: Profs. Edmar, Cinara e Elias; ao Carlos Dorna; graduandos Danilo, Juliano e Aline; técnicos Jéssica, Valdiney, Januário, Daniel e Jeová;

Ao Prof.º Adão, que apesar de todas as incertezas, o seu apoio foi essencial para que este trabalho fosse realizado. Obrigada pela confiança!

Ao Profº Beno, sempre disposto a ajudar,viabilizando aquilo que era necessário para execução do trabalho;

Aos membros do CONICIAG, que entenderam minha necessidade e permitiram o afastamento de minhas atividades para que pudesse me dedicar integralmente ao doutorado;

À minha amiga Eliza e ao colega Siro, pessoas fundamentais para que eu me ausentasse oficialmente de minhas atividades;

À Mariana, Prof. Adão, Dora e Marquinhos, que compartilharam dos momentos difíceis durante a coleta de amostras, mas que, com certeza, valeram a pena. A ajuda e companhia de vocês tornaram essa etapa mais leve e divertida;

À Dora, Emilliano e Júlia que não economizaram esforços para me ajudar no processamento de amostras, realização de ensaios ou pela simples companhia; em especialà Dora e Emilliano, que sempre apoiaram minhas decisões e compreenderam minha ausência em vários momentos;

Aos meus amigos e colegas de trabalho Jéssica e Marcelo, que nunca hesitaram em me ajudar no que foi necessário. E também aos técnicos Júlia, Glaicon, Guilherme, Luciana, Eduardo, Marinho, Angélica, João Jorge, Igor, Cida e aos secretários Maria Auxiliadora, Júlio e Iara.

Aos coordenadores dos laboratórios LAPED, LAMAS, LABAS, LAFER, LAMIC, LAMAA e LAQUA, por toda estrutura e suporte fornecidos à pesquisa;

À Suélen pela ajuda nos cálculos do  $Q_{10}$  e aos graduandos Rafael e Lírian, pela ajuda em alguns momentos;

Ao Prof. Ednaldo, pelo direcionamento nas análises estatísticas e à Simone pelo auxílio com os gráficos de análise multivariada;

Ao Douglas e à Ingrid, pelo apoio, conselhos, compartilhamento de conhecimento durante a execução do trabalho ou durante a escrita da tese. Agradeço, também pelos momentos de descontração no laboratório. Sentirei falta disso!

Às amigas Larissa e Laura, pela amizade e conselhos;

Aos Profs. membros da banca de avaliação Dalcimar, Marcos, Cinara e Adão, cujas contribuições certamente enriqueceram o trabalho;

Aos meus pequenos Pink, Polly, Billy e Sindy que muito me fizeram feliz durante todos esses anos;

E, caso tenha me esquecido de alguém, agradeço a todos que contribuíram de alguma forma para que eu chegasse nesse momento de finalização de mais um projeto. Se hoje me considero melhor do que era antes de iniciar o doutorado é porque você fez parte disso e por isso sou imensamente grata. Muito obrigada!

## EPÍGRAFE

*“Todo o dia de ontem pode ter sido árduo. Muitas lutas vieram, deixando-te o cansaço. Provas inesperadas alteram-te os planos. Soma, porém, as bênçãos que Deus te entregou. Esquece qualquer sombra, não pares, serve e segue. Agora é novo dia, tempo de caminhar.”*

*Chico Xavier*



## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| LISTA DE FIGURAS.....   | i  |
| LISTA DE TABELAS.....   | iv |
| RESUMO.....   | v  |
| ABSTRACT.....   | vi |
| 1 INTRODUÇÃO GERAL.....   | 1  |
| 2 OBJETIVOS.....  | 4  |
| REFERÊNCIAS.....  | 5  |
| <br>  |    |
| CAPÍTULO I: INDICADORES MICROBIANOS DE QUALIDADE DO SOLO SOB<br>DIFERENTES CLASSES TEXTURAIS E FITOFISIONOMIAS EM<br>ECOSSISTEMAS DO BIOMA CERRADO..... | 10 |
| RESUMO.....   | 11 |
| ABSTRACT.....   | 12 |
| 1 INTRODUÇÃO.....   | 13 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS.....   | 15 |
| 2.1 Locais de amostragem.....   | 15 |
| 2.2 Amostragem do solo.....   | 16 |
| 2.3 Análises físico-químicas.....   | 17 |
| 2.4 Respiração e biomassa microbianas.....  | 17 |
| 2.5 Ensaio de atividade enzimática.....   | 17 |
| 2.6 Análises estatísticas.....  | 18 |
| 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....   | 20 |
| 3.1 Propriedades dos solos.....   | 20 |
| 3.1.1 Sítios e textura do solo.....   | 22 |
| 3.1.2 Sítios e fitofisionomia.....  | 23 |
| 3.1.3 Textura × fitofisionomia.....   | 24 |
| 3.2 Indicadores microbianos gerais.....   | 25 |
| 3.2.1 Sítios e textura do solo.....   | 27 |
| 3.2.2 Sítios e fitofisionomia.....  | 28 |
| 3.2.3 Textura × fitofisionomia.....   | 29 |
| 3.3 Indicadores microbianos específicos.....  | 30 |
| 3.3.1 Sítios e textura do solo.....   | 33 |
| 3.3.2 Sítios e fitofisionomia.....  | 34 |
| 3.3.3 Textura × fitofisionomia.....   | 35 |
| 3.4 Análise de Redundância (RDA).....   | 36 |

|                                 |    |
|---------------------------------|----|
| 3.5 Correlação de Pearson ..... | 37 |
| 4 CONCLUSÕES .....              | 41 |
| REFERÊNCIAS.....                | 42 |

CAPÍTULO II: SENSIBILIDADE DA RESPIRAÇÃO MICROBIANA E  $Q_{10}$  À ADIÇÃO DE NITROGÊNIO EM DIFERENTES CLASSES TEXTURAIS DO SOLO NO BIOMA CERRADO .....

|  |    |
|--|----|
| 58   |    |
| RESUMO.....  | 59 |
| ABSTRACT.....  | 60 |
| 1 INTRODUÇÃO .....   | 61 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS .....                                     | 63 |
| 2.1 Locais de amostragem .....                                 | 63 |
| 2.2 Amostragem do solo .....                                   | 64 |
| 2.3 Propriedades dos solos.....                                | 64 |
| 2.4 Ensaio com adição de N em diferentes temperaturas .....    | 65 |
| 2.5 Respiração microbiana do solo .....                        | 65 |
| 2.6 Sensibilidade da RMS à temperatura ( $Q_{10}$ ).....       | 65 |
| 2.7 Análise estatística .....                                  | 66 |
| 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....                                  | 67 |
| 3.1 Propriedades dos solos.....                                | 67 |
| 3.2 Respiração microbiana do solo e temperatura .....          | 69 |
| 3.3 Sensibilidade da RMS à temperatura ( $Q_{10}$ ).....       | 73 |
| 3.4 Correlação entre $Q_{10}$ e as propriedades dos solos..... | 78 |
| 4 CONCLUSÕES .....   | 81 |
| REFERÊNCIAS.....   | 82 |
| ANEXOS .....   | 93 |

CAPÍTULO III: RESPOSTA DA RESPIRAÇÃO MICROBIANA DO SOLO À ADIÇÃO DE C, N E P EM SOLOS DE ECOSSISTEMAS NATURAIS DO BIOMA CERRADO .....

|  |     |
|--|-----|
| 95                                     |     |
| RESUMO.....                            | 96  |
| ABSTRACT.....                          | 97  |
| 1 INTRODUÇÃO .....                     | 98  |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS .....             | 100 |
| 2.1 Locais de amostragem .....         | 100 |
| 2.2 Amostragem do solo .....           | 101 |
| 2.3 Propriedades dos solos.....        | 101 |
| 2.4 Ensaio com adição de C, N e P..... | 102 |

|  |     |
|--|-----|
| 2.5 Respiração microbiana do solo .....          | 102 |
| 2.6 Análise estatística .....                    | 103 |
| 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....                    | 104 |
| 3.1 Ensaio 1: N e P.....                         | 104 |
| 3.2 Ensaio 2: C, N e P.....                      | 108 |
| 3.3 Análise de Componentes Principais (ACP)..... | 113 |
| 4 CONCLUSÕES .....                               | 115 |
| REFERÊNCIAS.....                                 | 116 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS .....                       | 125 |

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

FIGURA 1. Mapa de localização dos sítios de estudo no bioma Cerrado, MG, Brasil.. 15

FIGURA 2. Indicadores microbianos gerais de qualidade dos solos em sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado. As classes texturais são representadas por S1 a S3: muito argilosa; S4 a S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa e as fitofisionomias por S1, S7, S8: Cerradão; S2, S4, S5, S6, S9: Floresta; S3: Cerrado *sensu stricto*. RMS: respiração microbiana do solo (A, B, C); CBM: carbono da biomassa microbiana (D, E, F); DHA: desidrogenase (G, H, I); FDA: hidrólise do diacetato de fluoresceína (J, K, L). Para cada indicador, a sequência de figuras indica as profundidades 0-5, 5-10 e 10-15 cm; respectivamente. Na mesma profundidade, as médias entre os sítios seguidos por letras similares não diferem significativamente. Os símbolos (\*, \*\*) indicam diferenças significativas entre as médias nas profundidades no mesmo sítio, sendo que um asterisco (\*) refere-se à comparação entre a profundidade de 0-5 e 5-10 cm e dois asteriscos (\*\*) à comparação entre a profundidade de 5-10 e 10-15 cm. As comparações foram feitas por Scott Knott a 5% de significância. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras. .... 26

FIGURA 3. Indicadores microbianos específicos de qualidade dos solos em sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado. As classes texturais são representadas por S1 a S3: muito argilosa; S4 a S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa e as fitofisionomias por S1, S7, S8: Cerradão; S2, S4, S5, S6, S9: Floresta; S3: Cerrado *sensu stricto*. GLI:  $\beta$ -glicosidase (A, B, C); URE: urease (D, E, F); FOSF: fosfatase (G, H, I) e ARIL: arilsulfatase (J, K, L). Para cada indicador, a sequência de figuras indica as profundidades 0-5, 5-10 e 10-15 cm; respectivamente. Na mesma profundidade, as médias entre os sítios seguidos por letras similares não diferem significativamente. Os símbolos (\*, \*\*) indicam diferenças significativas entre as médias nas profundidades no mesmo sítio, sendo que um asterisco (\*) refere-se à comparação entre a profundidade de 0-5 e 5-10 cm e dois asteriscos (\*\*) à comparação entre a profundidade de 5-10 e 10-15 cm. As comparações foram feitas por Scott Knott a 5% de significância. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras..... 32

FIGURA 4. Análise de redundância triplot (RDA) dos indicadores físico-químicos e microbianos do solo de sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado. As classes texturais são representadas por S1 a S3: muito argilosa; S4 a S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa e as fitofisionomias por S1, S7, S8: Cerradão; S2, S4, S5, S6, S9: Floresta; S3: Cerrado *sensu stricto*. As profundidades estão representadas por A (0-5 cm), B (5-10 cm) e C (10-15 cm). pH: pH em água; COT, carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; P, K: fósforo e potássio disponíveis; CaMg: cálcio e magnésio; H+Al: acidez potencial; RMS: respiração microbiana do solo; CBM: carbono da biomassa microbiana; DHA: desidrogenase; FDA: hidrólise do diacetato de fluoresceína; GLI:  $\beta$ -glicosidase; URE: urease; FOSF: fosfatase e ARIL: arilsulfatase. .... 38

### CAPÍTULO II

FIGURA 1. Respiração microbiana acumulada do solo (RMS) sob diferentes temperaturas (20, 25 e 30°C) em amostras de solo de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo. As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. As letras iguais não indicam diferença significativa entre os sítios dentro de cada temperatura e os símbolos (\*, \*\*) representam diferenças significativas entre as temperaturas dentro do mesmo sítio por Scott Knott a 5% de significância, sendo que um asterisco (\*) refere-se à comparação entre as temperaturas de 20 e 25°C e dois asteriscos (\*\*) à comparação entre 25 e 30°C. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras..... 70

FIGURA 2. Respiração microbiana acumulada do solo (RMS) com e sem adição de N sob diferentes temperaturas (20, 25 e 30°C) em amostras de solo de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo. As figuras à esquerda (A, C, E) e à direita (B, D, F) correspondem a 0 e 100 mg N kg solo seco<sup>-1</sup>, respectivamente. As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. As letras iguais não indicam diferenças significativas entre os sítios em cada dose de N conforme teste de Scott Knott a 5%. Em cada sítio, a comparação entre as doses de N não apresentou diferenças significativas. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras..... 72

FIGURA 3. Índice Q<sub>10</sub> de 10 dias de incubação obtido por van't Hoff em tratamentos controle (A) e com adição de N (B) em solos de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo. As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. As letras iguais não indicam diferenças significativas entre os sítios em cada dose de N (0 e 100 mg N kg solo seco<sup>-1</sup>) e o símbolo (\*) representa diferenças significativas entre as doses de N em cada sítio, conforme teste de Scott Knott a 5%. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras. .... 76

FIGURA 4. A análise de correlação de Person (r) entre o Q<sub>10</sub> e indicadores de qualidade dos solos de sítios naturais do bioma Cerrado (n=45). COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; RMS: respiração microbiana do solo; ARG: teor de argila. .... 79

FIGURA 1B. Respiração microbiana do solo (RMS) sob diferentes temperaturas em amostras controle (0N) e com adição de N (100N). Os símbolos indicam as médias para cada tratamento, sob diferentes temperaturas. As linhas mostram o modelo plotado de van't Hoff ( $y = BekT$ ) para os tratamentos controle e com adição de N nos solos de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo. A linha contínua e o círculo cheio representam os tratamentos controle e a linha tracejada e círculo vazio os tratamentos com adição de N (n = 5). As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. .... 93

### CAPÍTULO III

FIGURA 1. Respiração microbiana em resposta à adição de nitrogênio e fósforo em solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado, na profundidade de 0-10 cm. N: nitrogênio; P: fósforo; NP: nitrogênio + fósforo; CT: controle. Os dados representam a média obtida para cada sítio (n=4). S1 (muito argilosa, cerradão); S2

(muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). Em cada tratamento, as médias entre os sítios seguidos por letras similares não diferem significativamente por Scott Knott a 5% de significância. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras.

..... 105

FIGURA 2. Representação gráfica em radar ilustrando a respiração microbiana do solo após adição de nitrogênio e fósforo em solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado; na profundidade de 0-10 cm. N: nitrogênio; P: fósforo; NP: nitrogênio + fósforo; CT: controle. Os dados representam a média obtida para cada sítio (n=4). S1 (muito argilosa; cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). Para o mesmo sítio, as letras similares entre os tratamentos não diferem significativamente por Scott Knott a 5% de significância. .... 107

FIGURA 3. Respiração microbiana em resposta à adição de fontes de carbono, nitrogênio e fósforo em solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado, na profundidade de 0-10 cm. C: carbono; CN: carbono + nitrogênio; CP: carbono + fósforo; CNP: carbono + nitrogênio + fósforo; CT: controle. Os dados representam a média obtida para cada sítio (n=4). S1 (muito argilosa, cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). Em cada tratamento as médias entre os sítios seguidos por letras similares não diferem significativamente por Scott Knott a 5% de significância. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras. .... 110

FIGURA 4. Representação gráfica em radar ilustrando a respiração microbiana do solo após adição de carbono, nitrogênio e fósforo em solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado; na profundidade de 0-10 cm. C: carbono; CN: carbono + nitrogênio; CP: carbono + fósforo; CNP: carbono + nitrogênio + fósforo; CT: controle. Os dados representam a média obtida para cada sítio (n=4). S1 (muito argilosa, cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). Para o mesmo sítio, as letras similares entre os tratamentos não diferem significativamente por Scott Knott a 5% de significância. .... 112

FIGURA 5. Análise de componentes principais (ACP) biplot de amostras ordenadas de solo de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado; na 0-10 cm de profundidade. C: carbono; N: nitrogênio; P: fósforo; CN: carbono + nitrogênio; CP: carbono + fósforo; CNP: carbono + nitrogênio + fósforo; NP: nitrogênio + fósforo; CT: controle. S1 (muito argilosa, cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). .... 114

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

TABELA 1. Descrição dos diferentes ecossistemas naturais estudados no bioma Cerrado..... 16

TABELA 2. Propriedades químicas dos solos de sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado, em três profundidades. .... 21

TABELA 3. Correlação de Pearson (r) entre os indicadores de qualidade dos solos de sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado. .... 40

### CAPÍTULO II

TABELA 1. Descrição dos diferentes ecossistemas naturais estudados no bioma Cerrado..... 63

TABELA 2. Propriedades químicas e microbianas do solo em sítios naturais do bioma Cerrado sob diferentes classes texturais do solo na profundidade de 0-5 cm..... 67

TABELA 3. Parâmetros da relação exponencial entre a respiração microbiana do solo e temperatura em solos de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo. .... 74

TABELA 1A. Correlação de Pearson (r) entre os indicadores de qualidade dos solos de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo..... 94

### CAPÍTULO III

TABELA 1. Descrição dos diferentes ecossistemas naturais estudados no bioma Cerrado..... 100

TABELA 2. Propriedades dos solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado, a 0-10 cm de profundidade. .... 102

## RESUMO

OLIVEIRA, SUELEN MARTINS DE. **Indicadores microbianos e resposta à alteração da temperatura e adição de nutrientes em solos do bioma Cerrado**. 2019. 125p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia; Uberlândia – MG<sup>1</sup>.

A conversão de ecossistemas naturais em agrossistemas e as mudanças climáticas globais têm alterado o funcionamento dos solos com reflexos nos indicadores microbianos de qualidade dos mesmos. Nesse sentido, os objetivos deste trabalho foram: (1) determinar os indicadores microbianos de qualidade em solos de diferentes classes texturais e fitofisionomias; (2) avaliar o impacto do aumento da temperatura e a sensibilidade da respiração microbiana do solo à temperatura ( $Q_{10}$ ) à adição de nitrogênio nos solos e (3) avaliar o impacto da adição de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) na respiração microbiana dos solos (RMS). Para isso, foram coletadas amostras de solo em nove ecossistemas naturais, aqui denominados de sítios (S1 ao S9), pertencentes ao bioma Cerrado, no estado de Minas Gerais. As amostras de solo foram caracterizadas física e quimicamente e parte delas utilizada para a determinação dos indicadores gerais e específicos e montagem de ensaios. Em um desses ensaios, os tratamentos corresponderam à combinação dos nove sítios, duas doses de N (0 e 100 mg N kg solo<sup>-1</sup>) e três temperaturas (20, 25 e 30°C) de avaliação. No outro, amostras de solo foram incubadas com adição dos seguintes tratamentos: C, N, P, CN, CP, NP, CNP e controle (CT). Os dados foram submetidos às análises univariadas, multivariadas e correlação de Pearson. Os solos de textura muito argilosa (S1, S2 e S3) apresentaram maior atividade dos indicadores microbianos de qualidade do solo do que o sítio de textura arenosa (S9). Em geral, nos solos muito argilosos, a fitofisionomia Floresta (S2) apresentou maior atividade desses indicadores em relação ao Cerrado *sensu stricto* (S3); já nos solos argilosos os sítios com fitofisionomia do tipo Floresta (S4, S5 e S6) superaram o Cerradão (S7). Embora os solos com maior teor de argila (S1, S2, S3, S4, S5 e S6) tenham apresentado maior valor de RMS do que solos com menor conteúdo de argila (S7, S8 e S9) sob aumento da temperatura, o valor de  $Q_{10}$  foi maior nesses últimos sítios. O efeito da adição de N no  $Q_{10}$  não pode ser generalizado e cada ecossistema deve ser avaliado de forma individualizada. Os resultados indicaram que a resposta da RMS para a maioria dos sítios foi limitada pela disponibilidade de C sendo que a intensidade desse efeito foi regulada pela disponibilidade de nutrientes preexistente no solo de cada sítio. A maioria dos sítios apresentou maior RMS quando C e P foram adicionados juntos. Na perspectiva das alterações no funcionamento microbiano dos solos provocadas pela mudança no uso da terra e mudanças ambientais globais, espera-se que os resultados obtidos neste trabalho sejam usados como referência em pesquisas futuras que busquem avaliar os indicadores microbianos de qualidade dos solos e processos relacionados em regiões do bioma Cerrado.

Palavras-chave: atividade enzimática, textura do solo, fitofisionomia, deposição de N, disponibilidade de nutrientes, solo tropical.

<sup>1</sup> Comitê Orientador: Beno Wendling - UFU (orientador); Adão de Siqueira Ferreira – UFU (co-orientador).



## ABSTRACT

OLIVEIRA, SUELEN MARTINS DE. **Microbial indicators and response to changes in temperature and nutrient addition in soils of the Cerrado biome.** 2019. 125p. Thesis (Doctorate in Agronomy) – Federal University of Uberlândia; Uberlândia – MG<sup>2</sup>.

The conversions of natural ecosystems in agrosystems and global climate changes have altered the functioning of soils with reflexes in microbial indicators of soil quality. In this sense, the objectives of this work were: (1) to determine microbial indicators of soil quality in different textural classes and phytophysiognomies; (2) to evaluate the impact of temperature increase and soil microbial respiration sensitivity at temperature ( $Q_{10}$ ) the addition of nitrogen in the soils and (3) to evaluate the impact of the addition of carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P) in the soil microbial respiration (SMR). For this, soil samples were collected in nine natural ecosystems, here called sites (S1 to S9), belonging to the Cerrado biome, in the state of Minas Gerais. The soil samples were characterized physically and chemically and some of them were used for the determination of general and specific indicators and assembly of tests. In one of these tests, the treatments corresponded to the combination of nine sites, two doses of N (0 and 100 mg N kg soil<sup>-1</sup>) and three evaluation temperatures (20, 25 and 30°C). On the other, soil samples were incubated with addition of the following treatments: C, N, P, CN, CP, NP, CNP and control (CT). The data were submitted to univariate, multivariate and Pearson correlation analyzes. The soils of very clayey texture (S1, S2 and S3) showed higher activity of soil quality microbial indicators than the loamy sand texture site (S9). In general, in very clayey soils the phytophysiognomy Forest (S2) presented greater activity of these indicators in relation to the Cerrado *sensu stricto* (S3); already in the sand clay textural class, the sites with phytophysionognomy of Forest type (S4, S5 and S6) presented higher activity of the indicators than the Cerradão (S7). Although the soil with higher clay content (S1, S2, S3, S4, S5 and S6) showed higher SMR values than less clayey soils (S7, S8 and S9), under higher temperature, the value of  $Q_{10}$  was higher in these last sites. The effect of the addition of N in  $Q_{10}$  can not be generalized and each ecosystem should be evaluated particularly. The results indicated that the SMR response to most sites was limited by the availability of C and the intensity of this effect was regulated by the preexisting nutrient availability in the soil at each site. Most of the sites showed higher SMR when C and P were added together. In the perspective of changes in the microbial functioning of soils caused by land use change and global environmental changes, it is expected that the results obtained in this work will be used as reference in future research to evaluate microbial indicators of soil quality and related processes in regions of the Cerrado biome.

Keywords: enzymatic activity, soil texture, phytophysiognomy, N deposition, nutrient availability, tropical soil.

<sup>2</sup> Guidance Committee: Beno Wendling - UFU (Major Professor); Adão de Siqueira Ferreira – UFU.

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado é o segundo maior bioma da América Latina e do Brasil e ocupa mais de 2 milhões de km<sup>2</sup> incluindo boa parte dos estados de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Tocantins (RIBEIRO; WALTER, 1998). A grande abundância de espécies endêmicas e o fato de ser o único *hotspot* formado por ecossistemas de diferentes fitofisionomias reafirmam sua importância ecológica (CARRANZA et al., 2014; RIBEIRO; WALTER, 1998; SOLBRIG, 1996). Apesar disso, as áreas naturais do Cerrado têm sofrido forte pressão exploratória visando, principalmente, a produção de carne e grãos (BATLLE-BAYER et al., 2010; MMA, 2018).

A conversão de ecossistemas naturais em agrossistemas tem alterado a qualidade dos solos, evidenciada por mudanças nos indicadores químicos, físicos e microbianos do solo (BATLLE-BAYER et al., 2010; BURNS; DICK, 2002; MENDES et al., 2012). Em adição, a associação das mudanças no uso da terra à redução do estoque de carbono (C) armazenado nos solos tem aumentado a conscientização sobre o importante papel dos solos do Cerrado como reservas desse elemento (DELITTI et al., 2006; GRACE et al., 2006). Segundo Cerri et al. (2007) a mudança no uso da terra devido à agricultura é responsável por mais de 66% do total de C emitido à atmosfera no Brasil. O solo contém três vezes mais C do que plantas e a atmosfera somadas e, por isso, é considerado importante reservatório do mesmo (JOBAGY; JACKSON, 2000; LEHMANN; KLEBER, 2015; SCHMIDT et al., 2011).

Os Latossolos predominam no Cerrado e são caracterizados pelo alto intemperismo e pobreza de nutrientes, principalmente de fósforo (FREITAS et al., 2000; HARIDASAN, 2001). Dessa forma, o funcionamento dos ecossistemas naturais deste bioma é dependente da matéria orgânica do solo (MOS) bem como de sua ciclagem, através da atividade microbiana (BUSTAMANTE et al., 2004; SHAW; DeFOREST, 2013; WALLENSTEIN; BURNS, 2011).

A relação positiva entre a MOS e o teor de argila do solo é relatada na literatura (SUGIHARA et al., 2010; VINHAL-FREITAS et al. 2017; WEI et al., 2014). A textura do solo exerce forte influência na atividade microbiana por estar diretamente ligada à disponibilidade hídrica, temperatura e porosidade, além de desempenhar papel fundamental nas trocas gasosas entre solo e atmosfera (COSTA, 2004; FERREIRA, 2010; VINHAL-FREITAS et al., 2017).

Existem no Cerrado, segundo classificação de Ribeiro e Walter (2008), onze diferentes tipos fisionômicos com base na estrutura, forma de crescimento, mudança estacional, composição florística e fatores edáficos. De acordo com esses autores, a Floresta possui árvores altas, caducifólias, capazes de cobrir grande parte da área. Em oposição, o Cerrado *sensu stricto* consiste na mistura de pequenas árvores, tortuosas e de ramificação irregular com arbustos e gramíneas distribuídas em diferentes proporções. O Cerradão apresenta características intermediárias entre essas duas fitofisionomias, caracterizado por plantas com folhas de cutícula espessa e troncos de casca grossa, sendo que boa parte delas perdem suas folhas durante a estação seca.

As espécies vegetais estão associadas a diferentes comunidades microbianas do solo refletindo um *feedback* positivo existente entre plantas e microrganismos (RIBBONS et al., 2016; SINSABAUGH et al., 2014; WEAND et al., 2010). Os fungos e as bactérias são componentes importantes da MOS, tanto pela ação decompositora quanto pelo armazenamento de energia e nutrientes em sua biomassa (JENKINSON; AYNABA, 1977). Assim, indicadores como a respiração e carbono da biomassa microbianas e a atividade das enzimas desidrogenase e hidrólise do diacetato de fluoresceína são frequentemente utilizados na avaliação da atividade microbiana total dos solos, enquanto enzimas extracelulares como a  $\beta$ -glicosidase, urease, fosfatases e arilsulfatases desempenham funções importantes e específicas na decomposição do carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), respectivamente (EIVAZI; TABATABAI, 1977; GIL-SOTRES et al., 2005; GREEN et al., 2006; STUBBERFIELD; SHAW, 1990; TABATABAI, 1994; TURNER et al., 2002).

Além dos efeitos da mudança no uso da terra na microbiota do solo, atualmente existe uma grande preocupação sobre como o C armazenado nos solos será afetado pelo aumento da temperatura média global e das entradas de N nos solos (ALLEN et al., 2018; GALLOWAY et al., 2008; SUN et al., 2014). A taxa de produção de CO<sub>2</sub> microbiano é fortemente dependente da temperatura, sendo que pequenas mudanças podem alterar as reações enzimáticas responsáveis pela transformação do C orgânico no solo (CROWTHER et al. 2016; ERHAGEN et al., 2015; FRIEDLINGSTEIN et al., 2006). Por outro lado, o efeito do N na respiração microbiana do solo é contraditório, enquanto alguns trabalhos não encontraram efeito, outros apresentaram resultados tanto positivos como negativos com a adição de N no solo (COPELAND et al., 2012; RAMIREZ et al., 2010; TIAN; NIU, 2015; TU et al., 2009). O índice Q<sub>10</sub> indica a sensibilidade da respiração à temperatura, diante do aumento de 10°C e tem sido muito

utilizado para avaliar a fragilidade de ecossistemas naturais a mudanças ambientais globais (COX et al., 2000; FIERER et al., 2005; KARHU et al., 2014; RYAN; LAW, 2005).

No Brasil, a maioria das pesquisas realizadas no bioma Cerrado está focada em alterações da biodiversidade e em características da vegetação, sendo que a atividade microbiana do solo tem recebido pouca atenção. Até o presente momento, trabalhos envolvendo a avaliação do aumento de temperatura e da sensibilidade da respiração microbiana do solo à adição de N, bem como o impacto das entradas de fontes lábeis de C e de nutrientes nos solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado são desconhecidos, o que justifica a execução deste trabalho.

## 2 OBJETIVOS

Em função das mudanças ambientais globais, no bioma Cerrado objetivou-se com este trabalho:

1. Determinar os indicadores microbianos de qualidade de solos sob diferentes classes texturais e fitofisionomias;
2. Avaliar o impacto do aumento da temperatura e a sensibilidade da respiração microbiana do solo à temperatura ( $Q_{10}$ ) à adição de N nos solos;
3. Avaliar o impacto da adição de C, N e P na respiração microbiana dos solos.

## REFERÊNCIAS

- ALLEN, M. R.; DUBE, O. P.; SOLECKI, W.; ARAGÓN-DURAND, F.; CRAMER, W.; HUMPHREYS, S.; KAINUMA, M.; KALA, J.; MAHOWALD, N.; MULUGETTA, Y.; PEREZ, R.; WAIRIU, M.; ZICKFELD, K. Framing and Context. *In: Global warming of 1.5°C*. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. *In: ASSON-DELMOTTE, V.; ZHAI, P.; O. PÖRTNER, H. O.; ROBERTS, D.; SKEA, J.; SHUKLA, P. R.; PIRANI, A.; MOUFOUMA-OKIA, W.; PÉAN, C.; PIDCOCK, R.; CONNORS, S.; MATTHEWS, J. B. R.; CHEN, Y.; ZHOU, X.; GOMIS, M.I.; LONNOY, E.; MAYCOCK, T.; TIGNOR, M.; WATERFIELD, T.* Geneva:(ed.) In Press, 2018. p. 48-83.
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Wageningen, v.137, p. 47–58, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **O bioma Cerrado**. [S. l.: s. n] Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. Acesso em: 10 nov. 2018.
- BURNS R. G.; DICK R. P. **Enzymes in the environment: activity ecology and applications**. Boca Raton: (ed.) CRC Press, 2002.
- BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; MARTINELLI, L. A. Aspectos de ciclaje de nutrientes entre bosques amazónicos de terra firme y sabanas tropicales (Cerrado brasileiro). *In: CABRERA, H. M. **Fisiología ecológica en Plantas: mecanismos y respuestas a estrés en los ecosistemas***. Valparaíso: (ed.) Ediciones Universitarias de Valparaíso, 2004, p. 189–206.
- CARRANZA, T.; BALMFORD, A.; KAPOS, V.; MANICA, A. Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: the Brazilian Cerrado. **Conservation Letters**, San Diego, v. 7, p. 216–223, 2014. <https://doi.org/10.1111/conl.12049>
- CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p. 83-99, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000100013>
- COPELAND, S. T. M. C.; BRUNA, E. M. M. B.; SILVA, L. A. V. B. A. S.; MACK, M. I. C. M.; VASCONCELOS, H. L. Short-term effects of elevated precipitation and nitrogen on soil fertility and plant growth in a Neotropical savanna. **Ecosphere**, Washington, v. 3, p. 1–20. 2012. <https://doi.org/10.1890/ES11-00305.1>
- COSTA, J. V. B. **Caracterização e constituição do solo**. Lisboa: 7 (ed.) Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.

- COX, P. M.; BETTS, R. A.; JONES, C. D.; SPALL, S. A.; TOTTERDELL, I. J.; Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. **Nature**, London, v. 408, p. 184–187, 2000. <https://doi.org/10.1038/35041539>
- CROWTHER, T. W.; TODD-BROWN, K. E. O.; ROWE, C. W.; WIEDER, W. R.; CAREY, J. C.; MACHMULLER, M. B.; SNOEK, B. L.; FANG, S.; ZHOU, G.; ALLISON, S. D. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. **Nature**, London, v. 540, p. 104-108, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature20150>
- DELITTI, W. B. C.; MEGURO, M.; PAUSAS, J. G. Biomass and mineral mass estimates in a “cerrado” ecosystem. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 29, p. 531-540, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400003>
- EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Phosphatases in soils. **Soil Biology Biochemistry**, Elmsford, v. 9, p. 167-172, 1977.
- ERHAGEN, B.; ILSTEDT, U.; NILSSON, M. B. Temperature sensitivity of heterotrophic soil CO<sub>2</sub> production increases with increasing carbon substrate uptake rate. **Soil Biology and Biochemistry**, London, v. 80, p. 45–52, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.09.021>
- FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. *In*: LIER, Q. J. van. **Física do solo**. Viçosa: (ed.) Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010.
- FIERER, N.; CRAINE, J. M.; MCLAUCHLAN, K.; SCHIMEL, J. P. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. **Ecology**, Arizona, v. 86, p. 320-326, 2005. <https://doi.org/10.1890/04-1254>
- FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRE-LARROUY, M. C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 157-170, 2000.
- FRIEDLINGSTEIN, P.; COX, P.; BETTS, R.; BOPP, L.; BLOH VON, W.; BROVKIN, V.; CADULE, P.; DONEY, S.; EBY, M.; FUNG, I.; BALA, G.; JOHN, J.; JONES, C.; JOOS, F.; KATO, T.; KAWAMIYA, M.; KNORR, W.; LINDSAY, K.; MATTHEW, H. D.; RADDATZ, T.; RAYNER, P.; REICK, C.; ROECKNER, E.; SCHNITZLER, K-G.; SCHNUR, R.; STRASSMANN, K.; WEAVER, A. J.; YOSHIKAWA, C.; ZENG, N. Climate-carbon cycle feedback analysis: results from the (CMIP)-M-4 model intercomparison. **Journal of Climate**, Boston, v. 19, p. 3337–3353, 2006. <https://doi.org/10.1175/JCLI3800.1>
- GALLOWAY, J. N.; TOWNSEND, A. R.; ERISMAN, J. W.; BEKUNDA, M.; CAI, Z. C.; FRENEY, J. R.; MARTINELLI, L. A.; SEITZINGER, S. P.; SUTTON, M. A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. **Science**, Washington, v. 320, p. 889–892, 2008.
- GIL-SOTRES, F.; TRASAR-CEPEDA, C.; LEIRÓS, M. C.; SEOANE, S. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. **Soil Biology and**

**Biochemistry**, Elmsford, v. 37, p. 877-887, 2005.

<https://doi.org/10.1126/science.1136674>

GRACE, J.; SAN JOSE, J.; MEIR, P.; MIRANDA, H. S.; MONTES, R. A. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. **Journal of Biogeography**, [s. l.], v. 33, p. 387-400, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01448.x>

GREEN, V. S.; STOTT, D. E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, p. 693–701, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.020>

HARIDASAN, M. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrados of Central Brazil. **The Biochemistry of the Amazon Basin**.

McCLAIN, M. E.; Victoria, R. L.; Richey, J. R. New York: (ed.) Oxford University Press, 2001.

JENKINSON, D. S.; AYANABA, A. Decomposition of C-14 labelled plant material under tropical conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 41, p. 912–915, 1977. <https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100050020x>

JOBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecology Applied**, United Kingdom, v. 10, p. 423-436, 2000. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)

KARHU, K.; AUFFRET, M. D.; DUNGAIT, J. A. J.; HOPKINS, D. W.; PROSSER, J. I.; SINGH, B. K.; SUBKE, J. A.; WOOKEY, P. A.; AGREN, G. I.; SEBASTIA, M. T. Temperature sensitivity of soil respiration rates enhanced by microbial community response. **Nature**, London, v. 513, p. 81-87, 2014. <https://doi.org/10.1038/nature13604>

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, London, v. 528, p. 60–68, 2015. <https://doi.org/10.1038/nature16069>

MENDES, I. C.; FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M.; REIS JUNIOR, F. B. Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. **Plant and Soil**, Netherland, v. 359, p. 183-195, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1195-6>

RAMIREZ, K. S.; CRAINE, J. M.; FIERER, N. Nitrogen fertilization inhibits soil microbial respiration regardless of the form of nitrogen applied. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 42, p. 2336-2338, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.032>

RIBBONS, R. R.; LEVY-BOOTH, D. J.; MASSE, J.; GRAYSTON, S. J.; MCDONALD, M. A.; VESTERDAL, L.; PRESCOTT, C. E. Linking microbial communities, functional genes and nitrogen cycling processes in forest floors under four tree species. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 103, p. 181-191, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.024>



RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. Cerrado: ecologia e flora.* Brasília: (ed.) Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 151-212.

RYAN, M. G.; LAW, B. E. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry*, Dordrecht, v. 73, p. 3–27, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-5167-7>

SCHIMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KNABNER-KOGEL, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, London, v. 478, p. 49–56, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SHAW, A. N.; DeFOREST, J. L. The cycling of readily available phosphorus in response to elevated phosphate in acidic temperate deciduous forests. *Applied Soil Ecology*, Oxford, v. 63, p. 88-93, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.09.008>

SINSABAUGH, R. L.; BELNAP, J.; FINDLAY, S. G.; SHAH, J. J. F.; HILL, B. H.; KUEHN, K. A.; KUSKE, C. R.; LITVAK, M. E.; MARTINEZ, N. G.; MOORHEAD, D. L.; WARNOCK, D. D. Extracellular enzyme kinetics scale with resource availability. *Biogeochemistry*, Dordrecht, v. 121, p. 287-304, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0030-y>

SOLBRIG, O. T. **The diversity of the savanna ecosystem.** *In: Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes.* SOLBRIG, T. O.; MEDINA, E.; SILVA, J.A. Heidelberg: (ed.) Springer-Vergag, 1996, p. 1-27. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_1)

STUBBERFIELD, L. C. F.; SHAW, P. J. A. A comparison of tetrazolium reduction and FDA hydrolysis with other measurements of microbial activity. *Journal of Microbiological Methods*, Guelph, v. 12, p. 151-162, 1990. [https://doi.org/10.1016/0167-7012\(90\)90026-3](https://doi.org/10.1016/0167-7012(90)90026-3)

SUGIHARA, S.; FUNAKAWA, S.; KILASARA, M.; KOSAKI, T. Effect of land management and soil texture on seasonal variations in soil microbial biomass in dry tropical agroecosystems in Tanzania. *Applied Soil and Ecology*, Netherlands, v. 44, p. 80–88, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.10.003>

SUN, Z.; LIU, L.; MA, Y.; YIN, G.; ZHAO, C.; ZHANG, Y.; PIAO, S. The effect of nitrogen addition on soil respiration from a nitrogen-limited forest soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, Amsterdam, v. 197, p. 103-110, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.06.010>

TABATABAI, M. A. Enzymes. *In: WEAVER, R. W.; AUGLE, S.; BOTTOMLEY, P. J.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. Methods of soil analysis.* [S. l.]: (ed.) Soil Science Society of America, 1994. p. 775-833.

- TIAN, D.; NIU, S. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 10, n. 24019, 2015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/024019>
- TU, L.H.; XIANG, Y.; CONGDE, H.; TINGXING, H.; LIHUA, T.; WANQIN, Y.; RENHONG, L.; CHANG, H. Response of soil respiration to simulated nitrogen deposition in *Pleioblastus amarus* forest, Rainy Area of West China. **Chinese Journal of Plant Ecology**, China, v. 33, p. 728-738, 2009.
- TURNER, B. L.; HOPKINS, D. W.; HAYGARTH, P. M.; OSTLE, N.  $\beta$ -Glucosidase activity in pasture soils. **Applied Soil Ecology**, Netherlands, v. 20, p. 157-162, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(02\)00020-3](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00020-3)
- VINHAL-FREITAS, I. C.; CORREA, G. F.; WENDLING, B.; BOBULSKA, L.; FERREIRA, A. S. Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, United States, v. 74, p. 182–190, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.020>
- WALLENSTEIN, M. D.; BURNS, R. G. Ecology of extracellular enzyme activities and organic matter degradation in soil: a complex community-driven process. *In: Methods of Soil Enzymology*. DICK, R. P. Wisconsin: (ed.) Soil Science Society of America, 2011. <https://doi.org/10.2136/sssabookser9.c2>
- WEAND, M. P.; ARTHUR, M. A.; LOVETT, G. M.; MCCULLEY, R. L.; WEATHERS, K. C. Effects of tree species and N additions on forest floor microbial communities and extracellular enzyme activities. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 42, p. 2161-2173, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.012>
- WEI, X.; SHAO, M.; GALE, W.; LI, L.; Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forest to agricultural land. **Nature: Scientific Reports**, London, v. 4, n. 4062, 2014. <https://doi.org/10.1038/srep04062>

**CAPÍTULO I: INDICADORES MICROBIANOS DE QUALIDADE DO SOLO  
SOB DIFERENTES CLASSES TEXTURAIS E FITOFISIONOMIAS EM  
ECOSSISTEMAS DO BIOMA CERRADO**

## RESUMO

OLIVEIRA, SUELEN MARTINS DE. **Indicadores microbianos de qualidade do solo sob diferentes classes texturais e fitofisionomias em ecossistemas do bioma Cerrado.** 2019. 125p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia; Uberlândia – MG <sup>3</sup>.

A conversão de ecossistemas naturais em agrossistemas tem gerado forte pressão sobre o bioma Cerrado, principalmente em relação aos processos microbianos do solo. Nesse sentido, objetivou-se com este trabalho avaliar a atividade microbiana de solos com diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado, por meio de indicadores gerais e específicos, nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm. Para isso, amostras de solo foram coletadas em nove ecossistemas naturais, aqui denominados de sítios (S1 ao S9), no estado de Minas Gerais. As amostras de solo foram caracterizadas física (granulometria do solo) e quimicamente (pH água, COT, NT, P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup> e H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup>). A atividade microbiana total (indicadores gerais) foi determinada pela respiração microbiana do solo (RMS), carbono da biomassa microbiana (CBM), desidrogenase (DHA) e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), enquanto a atividade de enzimas extracelulares (indicadores específicos) foi determinada pela β-glicosidase (GLI), urease (URE), fosfatase (FOSF) e arilsulfatase (ARIL). Os dados foram submetidos a análises univariadas e multivariadas. Os resultados encontrados para os indicadores microbianos evidenciaram a influência da complexa relação entre os indicadores químicos, textura do solo e tipos de fitofisionomias. Os sítios com solos de textura muito argilosa (S1, S2, S3) apresentaram maior atividade dos indicadores de qualidade do solo do que o sítio de textura arenosa (S9). Em geral, na classe textural muito argilosa o sítio de fitofisionomia do tipo Floresta (S2) apresentou maior atividade e biomassa microbianas do que o Cerrado *sensu stricto*(S3); já na classe textural argilosa, os sítios com fitofisionomia do tipo Floresta (S4, S5, S6) apresentaram maior atividade dos indicadores do que o sítio com fisionomia do tipo Cerradão (S7). Os maiores valores de atividade e biomassa microbianas foram verificados nos primeiros cinco centímetros de profundidade dos solos. Entre os indicadores gerais, o CBM foi mais sensível ao separar tanto sítios de mesma classe textural e fitofisionomias distintas quanto o contrário. Em relação aos indicadores específicos, a ARIL foi eficaz em distinguir sítios de fisionomias vegetais diferentes na mesma textura do solo. A elevada atividade da FOSF indica importância dessa enzima para a aquisição microbiana de P nos solos estudados. Os resultados obtidos neste trabalho fornecem uma referência para avaliar as mudanças nos indicadores microbianos de qualidade dos solos e processos relacionados em áreas de Cerrado nativo convertidas para a agricultura.

Palavras-chave: atividade microbiana total; atividade enzimática; profundidade do solo; tipos de fisionomia vegetal; solo tropical.

<sup>3</sup> Comitê Orientador: Beno Wendling - UFU (orientador); Adão de Siqueira Ferreira – UFU (co-orientador).

## ABSTRACT

OLIVEIRA, SUELEN MARTINS DE. **Microbial indicators of soil quality under different texture classes and phytophysionomies in ecosystems of the Cerrado biome.**2019. 125p.Thesis (Doctorate in Agronomy) – Federal University of Uberlândia; Uberlândia – MG <sup>4</sup>.

The conversion of natural ecosystems in agrosystems has generated strong pressure on the Cerrado biome, mainly in relation to the soil microbial processes. In this sense, the work aimed to evaluate the microbial activity in soils with different textural classes and phytophysionomies of the Cerrado biome, by means of general and specific indicators, at depths of 0-5, 5-10 and 10-15 cm. For this, soil samples were collected in nine natural ecosystems, here called sites (S1 to S9), in the state of Minas Gerais. The soil samples were characterized physical (soil particle size) and chemically (pH water, COT, NT, P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup> and H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup>). The total microbial activity (general indicators) was determined by the microbial soil respiration (RMS), microbial biomass carbon (CBM), dehydrogenase (DHA) and hydrolysis of fluorescein diacetate (FDA), while the activity of extracellular enzymes (specific indicators) was determined by β-glucosidase (GLI), urease (URE), phosphatase (FOSF) and arylsulfatase (ARIL). The data were submitted to univariate and multivariate analysis. The results found for the microbial indicators evidenced the influence of the complex relationship between chemical indicators, soil texture and types of phytophysionomy. The sites with very clay soils (S1, S2, S3) showed higher activity of soil quality indicators than the site of sandy texture (S9). In general, the clay textural class very clayey, the site of phytophysionomy of Forest type (S2) presented greater microbial activity and biomass than the Cerrado *sensu stricto* (S3); already in the sand clay textural class, the sites with phytophysionomy of Forest type (S4, S5, S6) presented higher activity of the indicators than the Cerrado (S7). The highest values of microbial activity and biomass were verified in the first 5 centimeters of soil depth. Among the general indicators, CBM was more sensitive to separate both sites of same textural class and distinct phytophysionomies as the opposite. Regarding the specific indicators, the ARIL was effective in distinguishing different vegetation physiognomy sites in the same soil texture. The high activity of FOSF indicates importance of microbial enzyme for the acquisition of P in the studied soils. The results obtained in this work provide a reference to evaluate the changes in microbial indicators of soil quality and related processes in native Cerrado areas converted to agriculture.

Keywords: total microbial activity; enzymatic activity; soil texture; soil depth; types of vegetation physiognomy; tropical soil.

<sup>4</sup>Guidance Committee: Beno Wendling - UFU (Major Professor); Adão de Siqueira Ferreira – UFU.

## 1 INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado tornou-se uma das principais regiões produtoras de grãos do mundo e para isso cerca de 40% das áreas naturais já foram convertidas em agricultura (BRANNSTROM; FILIPPI, 2008; SANO et al., 2010). Alguns estudos têm mostrado que essa conversão provoca diversas alterações no bioma, incluindo mudanças nas funções do solo (BIRO et al., 2011; BRASIL, 2015; EMADODIN et al., 2009; GEISSEN et al., 2009; GUIMARÃES et al., 2013; RAIESI; BEHESHTI, 2015). Assim, a avaliação de indicadores microbianos de qualidade dos solos em ecossistemas naturais pode auxiliar no entendimento das mudanças no balanço de carbono, fluxo de energia e emissão de gases causadores de efeito estufa em áreas convertidas para agricultura (BURNS; DICK, 2002; MENDES et al., 2012; SINSABAUGH, 2010).

Os solos predominantes no Cerrado são os Latossolos, que apesar da aptidão física para agricultura do ponto de vista químico são altamente intemperizados, ácidos e pobres em nutrientes (FREITAS et al., 2000; HARIDASAN, 2001). Logo, entende-se que o funcionamento dos ecossistemas naturais neste bioma é essencialmente dependente do conteúdo de material orgânico e da ciclagem de nutrientes mediada pelos microrganismos do solo (BUSTAMANTE et al., 2004; SHAW; DeFOREST, 2012; WALLENSTEIN; BURNS, 2011). À medida que as plantas fornecem insumos de C à microbiota, os microrganismos disponibilizam nutrientes que podem ser acessados pelas plantas (AYRES et al., 2009; BERG; SMALLA, 2009; CHAPMAN; NEWMAN, 2010; CHENG et al., 2013). Esse *feedback* positivo é comum em ecossistemas naturais, onde diferentes espécies vegetais estão associadas a comunidades microbianas que exibem diferenças no tamanho da biomassa, taxa de atividade, produção de enzimas extracelulares e ciclagem de nutrientes (RIBBONS et al., 2016; SINSABAUGH et al., 2014; WEAND et al., 2010).

Entre as fitofisionomias encontradas no Cerrado, estão as formações florestais como a Floresta e o Cerradão e as savânicas como o Cerrado *sensu stricto*. (RIBEIRO; WALTER, 1998; RIBEIRO; DIAS, 2007). Na Floresta geralmente são encontrados um grande número e diversidade de espécies vegetais, além de serapilheira em maior quantidade e qualidade nutricional ao contrário do Cerrado *sensu stricto*. Enquanto o Cerradão apresenta características intermediárias entre esses dois tipos de fitofisionomias (ADUAN et al., 2003; RIBEIRO; WALTER, 2008).

Além do conteúdo de matéria orgânica (quantidade e qualidade), a textura do solo também afeta o funcionamento do solo por meio de alterações nas propriedades biológicas e físico-químicas edáficas (STENVENSON, 1994; BATLLE-BAYER et al., 2010). A relação positiva entre a matéria orgânica e o teor de argila do solo é relatada na literatura (SUGIHARA et al., 2010; VINHAL-FREITAS et al. 2017; WEI et al., 2014). A textura do solo exerce forte influência na atividade microbiana por estar diretamente ligada à disponibilidade hídrica, temperatura e porosidade, além de desempenhar papel fundamental nas trocas gasosas entre solo e atmosfera (COSTA, 2004; FERREIRA, 2010; VINHAL-FREITAS et al. 2017). Nesse sentido, a respiração e biomassa microbianas e a atividade enzimática (desidrogenase, hidrólise do diacetato de fluoresceína,  $\beta$ -glicosidase, urease, fosfatase ácida e arilsulfatase) são bons indicadores das transformações da matéria orgânica e também da qualidade dos solos (ACOSTA-MARTÍNEZ et al., 2007; CRUZ-RODRÍGUEZ, 2009; DORAN; PARKIN, 1996), tanto sob influência do conteúdo e qualidade da matéria orgânica como da textura do solo.

Embora existam muitas pesquisas realizadas em áreas naturais do Cerrado, grande parte está focada nas alterações de biodiversidade e características da vegetação (MENDES et al., 2012). A determinação de indicadores microbianos em solos não perturbados pode fornecer um quadro de referência para comparação entre ecossistemas e também possibilita relacioná-los à conservação do solo de áreas agrícolas próximas (MENDES et al., 2012; SINSABAUGH et al., 2008). Nesse sentido, este estudo objetivou avaliar como diferentes classes texturais do solo e fitofisionomias do Cerrado afetam a atividade microbiana dos solos através de indicadores microbianos gerais e específicos, relacionados ao ciclo do C, N, P e S em sítios naturais do bioma Cerrado, nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Locais de amostragem

O estudo foi conduzido em amostras de solo de diferentes classes texturais e fitofisionomias em nove ecossistemas naturais do bioma Cerrado, Minas Gerais (FIGURA 1). Os ecossistemas foram denominados de sítios (S) e enumerados de acordo com as classes texturais do solo (TABELA 1). Os sítios S1, S4 e S9 foram amostrados nos municípios de Iraí de Minas, Ituiutaba e Santa Vitória, respectivamente; sendo os demais (S2, S3, S5, S6, S7 e S8) em Uberlândia. O clima da região é classificado como “Aw” de acordo com Köppen (Sá Júnio et al., 2009), caracterizado como clima tropical com inverno seco (Maio a Outubro) e estação chuvosa no verão (Novembro a Abril). A precipitação média anual é de aproximadamente 1500 mm, predominante entre Dezembro e Fevereiro. A temperatura média anual varia de 18°C no inverno a 23°C no verão (SILVA et al., 2003). As principais características dos solos em cada sítio estão descritas na TABELA 1.

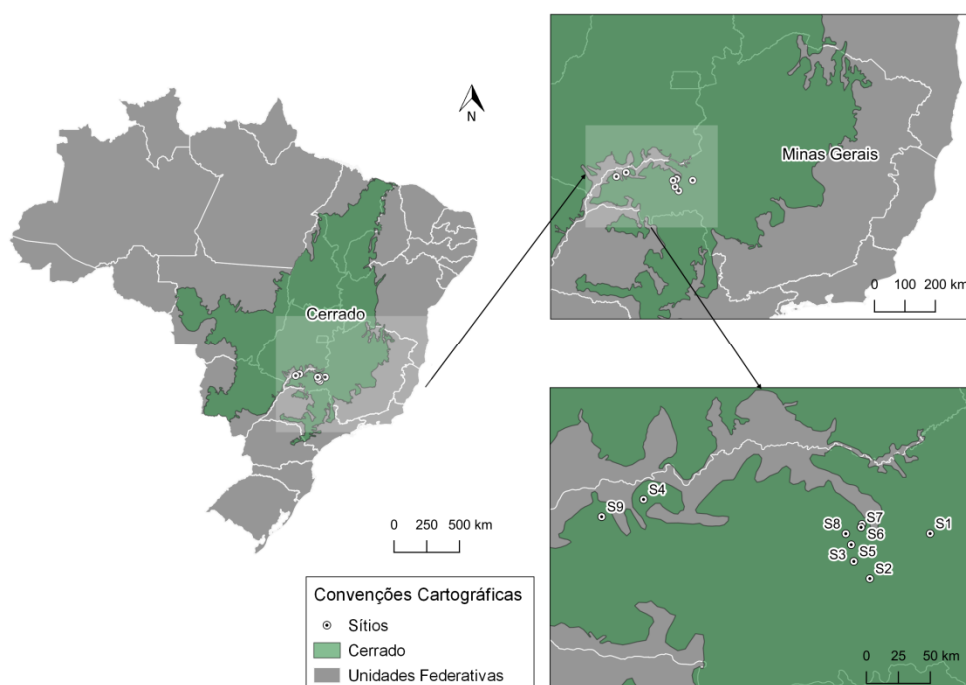


FIGURA 1. Mapa de localização dos sítios de estudo no bioma Cerrado, MG, Brasil. Fonte: elaborado por Suelen Martins, Túlio Santana e Lidiomar Costa. 2019.



As espécies vegetais encontradas em cada fitofisionomia são descritas a seguir. No Cerradão predominaram o *Stryphnodendron adstringens* (barbatimão), *Byrsonima coccolobifolia* (murici-rosa), *Qualea parviflora* (pau-terra), *Hymenaea stigonocarpa* (jatobá), *Annona coriácea* (araticum); na fisionomia do tipo Floresta destacaram-se a *Genipa americana* (jenipapo), *Inga striata* (ingá banana), *Copaifera langsdorffii* (copaíba), *Myrcia fallax* (araçazinho), *Enterolobium contortisiliquum* (tamboril) e *Brosimum gaudichaudii* (amoreira do campo); e no Cerrado *sensu stricto* o *Diospyros burchellii* (olho-de-boi), *Dalbergia miscolobium* (caviúna-do-cerrado), *Caryocar brasiliense* (pequi), *Hancornia speciosa* (mangaba), *Byrsonima verbascifolia* (murici).

TABELA 1. Descrição dos diferentes ecossistemas naturais estudados no bioma Cerrado

| Sítio | Fitofisionomia        | Coordenadas Geográficas        | Granulometria (g kg <sup>-1</sup> ) |       |       | Classificação do Solo |                      |
|-------|-----------------------|--------------------------------|-------------------------------------|-------|-------|-----------------------|----------------------|
|       |                       |                                | Argila                              | Silte | Areia | Ordem                 | Textura <sup>1</sup> |
| S1    | Cerradão              | 47° 33' 57" O<br>19° 00' 24" S | 785                                 | 125   | 90    | Latossolo             | muito argilosa       |
| S2    | Floresta              | 48° 01' 01" O<br>19° 20' 37" S | 776                                 | 94    | 130   | Latossolo             | muito argilosa       |
| S3    | Cerrado stricto sensu | 48° 09' 22" O<br>19° 05' 25" S | 698                                 | 132   | 170   | Latossolo             | muito argilosa       |
| S4    | Floresta              | 49° 42' 56" O<br>18° 45' 07" S | 522                                 | 208   | 270   | Latossolo             | argilosa             |
| S5    | Floresta              | 48° 08' 12" O<br>19° 12' 54" S | 396                                 | 69    | 535   | Latossolo             | argilosa             |
| S6    | Floresta              | 48° 04' 31" O<br>18° 56' 15" S | 369                                 | 121   | 510   | Latossolo             | argilosa             |
| S7    | Cerradão              | 48° 04' 57" O<br>18° 57' 37" S | 367                                 | 72    | 561   | Latossolo             | argilosa             |
| S8    | Cerradão              | 48° 11' 49" O<br>19° 00' 29" S | 333                                 | 56    | 611   | Latossolo             | média                |
| S9    | Floresta              | 50° 01' 48" O<br>18° 52' 52" S | 147                                 | 42    | 811   | Neossolo              | arenosa              |

<sup>1</sup> Classificação de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2018).

## 2.2 Amostragem do solo

As amostras de solo em cada área de estudo foram coletadas durante a estação chuvosa 2017/2018, em Novembro e Abril, nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm do solo. Em cada área, cinco pontos foram amostrados aleatoriamente, espaçados por 50 m e georeferenciados (GPS Garmin<sup>®</sup>), totalizando 270 amostras (9 sítios × 2 coletas × 3 profundidades × 5 repetições). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos fechados e levadas para o laboratório. Uma parte do solo peneirado (< 2 mm) foi seca ao ar (TFSA) para determinação das características físico-químicas. O restante do solo

foi tamizado em peneira de 4 mm e, em seguida, as amostras foram armazenadas a 4°C até a determinação dos indicadores microbianos gerais e específicos.

### 2.3 Análises físico-químicas

A análise textural foi determinada de acordo com o método da pipeta (Tabela 1) e a umidade gravimétrica conforme método padrão de secagem em estufa (TEIXEIRA et al, 2017). As análises químicas realizadas foram: pH em água (1:2,5); carbono orgânico total (COT) pelo método de oxidação do dicromato de potássio (Yeomans; Bremner, 1988); nitrogênio total (NT) pelo método de Kjeldahl (Black, 1965); fósforo (P), potássio(K<sup>+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>), alumínio (Al<sup>3+</sup>), H+Al foram determinados de acordo com Tedesco et al. (1995).

### 2.4 Respiração e biomassa microbianas

A respiração microbiana do solo (RMS) foi estimada pela quantidade de CO<sub>2</sub> liberado de 100 g de solo com umidade ajustada para 60% da capacidade de campo em potes de 500 mL hermeticamente fechados (Stotzky, 1965). As leituras foram realizadas aos 3, 7, 14 e 21 dias de incubação a 25 °C. Em repouso sobre o solo foi colocado um copo plástico (50 mL) contendo 10 mL de NaOH (1 M), cuja função era capturar o CO<sub>2</sub> liberado na forma de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>. No dia da leitura, o hidróxido não convertido à carbonato foi titulado com HCl (0,5 M) após adição de 5mL de BaCl<sub>2</sub>(1M) e três gotas do indicador fenolftaleína (1%). A RMS foi expressa em µg C-CO<sub>2</sub> g solo seco<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>. O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi extraído com K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> pelo método irradiação-extração proposto por Ferreira et al. (1999). As diferenças na concentração de C extraído entre amostras irradiadas e não-irradiadas foram usadas para determinar o CBM (Vance et al., 1987), a partir da reação da s-difenilcarbazida com dicromato de potássio (Cai et al., 2011) a 540 nm em espectrofotômetro. Os resultados de CBM foram expressos em µg Cg solo seco<sup>-1</sup>.

### 2.5 Ensaio de atividade enzimática

Os ensaios de determinação enzimática foram realizados em amostras dos solos na umidade de campo. A atividade da desidrogenase (DHA) foi determinada pelo método de Mersi e Schinner (1991). Tubos de 50 mL contendo 1g de solo, 1,5 mL de tampão TRIS (1 M, pH 7,5) e 2 mL do substrato *2-p-iodo-nitrophenyl-phenyltetrazolium chloride*(INT) foram incubados a 40 °C por 3 hs. O produto da

atividade enzimática *iodo-nitrophenyl-formazan*(INTF) foi extraído com solução metanol:dimetilformamida (1:1). Para a determinação da hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), em 1g de solo adicionou-se 7,5 mL de tampão fosfato de potássio (pH 7,6) e 0,2 mL do substrato *fluoresceindiacetate* incubados a 30 °C por 1 h. A extração da fluoresceína foi realizada com clorofórmio:metanol (2:1) conforme descrito por Green et al. (2006). O INTF e a fluoresceína foram determinados em espectrofotômetro a 490 nm.

A atividade da  $\beta$ -glicosidase (GLI) foi determinada após incubação de 1g de solo com 4 mL de tampão modificado universal (TMU, pH 6,0) e 1 mL do substrato *4-nitrophenyl glucopyranoside* a 37°C por 3 hs. Em seguida, 1mL de CaCl<sub>2</sub> (0,5 M) e 4 mL de NaOH (0,5 M) foram adicionados e a concentração *dep-nitrophenol* (PNF) medida em espectrofotômetro a 464 nm (EIVAZI; TABATAI, 1988). A urease (URE) foi determinada incubando-se 5 g de solo com 5 mL de solução de ureia (10%) e 5 mL de tampão citrato (pH 6,7) a 37 °C por 3 hs (KANDELER; GERBER, 1988). O amônio liberado foi determinado pelo *kit* enzimático conforme descrito no manual de instruções do fabricante (DOLLES<sup>®</sup>, Brasil), com absorvância medida a 600 nm.

A determinação da fosfatase (FOSF) foi realizada conforme descrito por Tabatabai e Bremner (1969) com modificações. Em 1 g de solo foram adicionados 4 mL de tampão acetato (0,5 M, pH 6,5) e o substrato *p-nitrophenyl phosphate*, que em seguida foram incubados a 37 °C. Após 1 h, adicionou-se 1mL de CaCl<sub>2</sub> (0,5 M) e 4 mL de NaOH (0,5 M) e a concentração *dep-nitrophenol* (PNF) foi medida em espectrofotômetro a 410 nm. O protocolo utilizado para a enzima arilsulfatase (ARIL) foi similar ao da FOSF, diferindo apenas no tipo de substrato e pH do tampão utilizado. O substrato usado na determinação da ARIL foi o *p-nitrophenylsulphate* e o pH 5,8 (TABATABAI; BREMNER, 1970). O protocolo descrito para cada enzima também foi utilizado em amostras-controle correspondentes, porém sem adição de substrato. Os resultados foram expressos em  $\mu\text{g}$  produto liberado  $\text{g solo seco}^{-1} \text{h}^{-1}$ .

## 2.6 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e quando significativa, as comparações entre médias foram feitas pelo teste Scott Knott a 5%; com auxílio do programa SISVAR (FERREIRA, 2011). Foram considerados como fonte de variação os sítios (9), profundidade (3) e sítios  $\times$  profundidades. Os gráficos foram elaborados com auxílio do programa SigmaPlot 12.0 (Systat Software, In., San

Jose, CA, USA). A análise de redundância (RDA) foi usada para verificar a relação entre os indicadores físico-químicos e microbianos (gerais e específicos) do solo e a ordenação das amostras. O teste de Monte-Carlo com 499 permutações foi aplicado para verificar a significância da ordenação da RDA. A RDA foi realizada no programa CANOCO (Biometris, the Netherlands). Os dados dos indicadores físico-químicos e microbianos foram relacionados pela correlação de Pearson ( $r$ ) e seus coeficientes testados pelo teste t-Student ao nível de 1 e 5% de significância no programa SPSS 20.0 (SPSS, 2011).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os solos dos sítios pertencem a diferentes classes texturais e fitofisionomias, sendo listados conforme redução no conteúdo de argila (TABELA 1). Os resultados obtidos indicaram sensibilidades distintas dos indicadores microbianos gerais e específicos em diferenciar os sítios estudados, sob influência das propriedades químicas, textura do solo, fitofisionomia e profundidade de amostragem.

#### 3.1 Propriedades dos solos

Os indicadores químicos do solo apresentaram diferenças entre os sítios avaliados (TABELA 2). Os solos do cerrado são conhecidos pela elevada acidez e pobreza de nutrientes (Benites, 1990; Sanchez, 1976) e os resultados encontrados neste trabalho foram consistentes com essa afirmação. Os valores de pH em água variaram de 4,3 a 5,6 e a acidez potencial (H+Al) de 2,5 a 9,9  $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , independente da classe textural, fitofisionomia ou profundidade de amostragem (TABELA 2). Os solos dos sítios permaneceram ácidos em profundidade e a maioria apresentou H+Al significativamente maior a 0-5 cm do que 5-10 e 10-15 cm do solo. Em solos sob vegetação natural, a elevada acidez superficial é comum e pode estar relacionada à liberação de ácidos orgânicos durante o processo de decomposição da serapilheira (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; VINHAL-FREITAS et al., 2013).

A concentração de COT variou de 13,7 a 45,4  $\text{g kg}^{-1}$  e de NT de 1,1 a 3,5  $\text{g kg}^{-1}$  nos primeiros 5 cm do solo (TABELA 2). Entre os indicadores químicos, o COT apresentou maior redução com a profundidade, seguido por NT. O maior valor de COT na superfície do solo é reflexo dos depósitos de material orgânico proveniente da vegetação, assim é esperado que os teores de C decresçam com a profundidade (CHENG et al., 2013; EILERS et al., 2012; EIVAZI; TABATABAI, 1990; HONG et al., 2013; MA et al., 2010). Em solos antigos de regiões tropicais os valores de NT são baixos, sendo que boa parte do N disponível é fornecido através da ciclagem da matéria orgânica (MARGALEF et al., 2017). Isso pode justificar a associação entre os teores de COT e NT nos solos. Em trabalho desenvolvido na região do Cerrado, Mendes et al. (2012) também encontraram maior concentração de H+Al e COT em 0-5 cm do solo em áreas naturais.

TABELA 2. Propriedades químicas dos solos de sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado em três profundidades

| Sítio    | pH<br>água | COT                   | NT     | P                      | K <sup>+</sup> | Ca <sup>2+</sup> +Mg <sup>2+</sup>    | H+Al <sup>3+</sup> | C/N   |
|----------|------------|-----------------------|--------|------------------------|----------------|---------------------------------------|--------------------|-------|
|          | (1:2,5)    | (g kg <sup>-1</sup> ) |        | (mg kg <sup>-1</sup> ) |                | (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) |                    |       |
| 0-5 cm   |            |                       |        |                        |                |                                       |                    |       |
| S1       | 4,8 Ca     | 33,7 Ba               | 3,2 Ba | 0,8 Ca                 | 76,5 Ba        | 0,7 Ca                                | 7,8 Ba             | 11 Da |
| S2       | 4,4 Da     | 45,7 Aa               | 3,5 Aa | 1,2 Ca                 | 70,6 Ba        | 0,7 Ca                                | 9,9 Aa             | 13 Ca |
| S3       | 4,9 Ca     | 33,4 Ba               | 2,1 Ca | 0,8 Ca                 | 52,6 Ca        | 0,3 Ca                                | 6,6 Ca             | 16 Ba |
| S4       | 5,5 Aa     | 29,6 Ca               | 3,0 Ba | 29,2 Aa                | 322,4 Aa       | 7,4 Aa                                | 3,2 Eb             | 10 Da |
| S5       | 4,5 Da     | 44,6 Aa               | 2,9 Ba | 1,6 Ca                 | 63,7 Ca        | 1,1 Ba                                | 8,3 Ba             | 15 Bb |
| S6       | 4,9 Ca     | 34,8 Ba               | 2,2 Ca | 1,5 Ca                 | 82,0 Ba        | 1,2 Ba                                | 6,5 Ca             | 17 Ba |
| S7       | 4,5 Db     | 23,5 Da               | 1,4 Da | 1,2 Ca                 | 60,1 Ca        | 0,3 Ca                                | 5,8 Da             | 17 Ba |
| S8       | 4,8 Ca     | 27,4 Da               | 1,4 Da | 2,3 Ca                 | 57,9 Ca        | 0,3 Ca                                | 6,0 Da             | 20 Aa |
| S9       | 5,1 Ba     | 13,7 Ea               | 1,1 Ea | 6,0 Ba                 | 44,5 Ca        | 0,7 Ca                                | 2,5 Ea             | 13 Ca |
| 5-10 cm  |            |                       |        |                        |                |                                       |                    |       |
| S1       | 5,0 Ba     | 26,7 Bb               | 2,0 Bb | 0,9 Ba                 | 63,0 Bb        | 0,3 Ba                                | 5,9 Bb             | 13 Ba |
| S2       | 4,4 Da     | 36,0 Ab               | 2,9 Ab | 1,5 Ba                 | 63,2 Ba        | 0,3 Ba                                | 9,5 Aa             | 13 Ba |
| S3       | 4,9 Ba     | 23,2 Cb               | 1,6 Cb | 0,5 Ba                 | 34,3 Cb        | 0,2 Ba                                | 4,4 Bb             | 14 Ba |
| S4       | 5,6 Aa     | 21,3 Cb               | 2,1 Bb | 23,5 Ab                | 210,7 Ab       | 3,5 Ab                                | 4,4 Ba             | 10 Ca |
| S5       | 4,8 Ba     | 34,9 Ab               | 2,1 Bb | 1,1 Ba                 | 57,7 Ba        | 0,4 Bb                                | 6,4 Bb             | 17 Ab |
| S6       | 4,5 Cb     | 21,6 Cb               | 1,5 Cb | 1,3 Ba                 | 54,7 Bb        | 0,6 Bb                                | 4,0 Bb             | 14 Ba |
| S7       | 4,6 Cb     | 15,7 Db               | 1,2 Db | 0,8 Ba                 | 42,2 Cb        | 0,2 Ba                                | 3,5 Bb             | 13 Bb |
| S8       | 4,5 Cb     | 15,6 Db               | 1,2 Da | 1,4 Ba                 | 40,3 Cb        | 0,2 Ba                                | 3,9 Bb             | 13 Bb |
| S9       | 4,3 Db     | 4,1 Eb                | 1,0 Da | 3,4 Bb                 | 36,3 Ca        | 0,2 Ba                                | 2,6 Da             | 4 Dc  |
| 10-15 cm |            |                       |        |                        |                |                                       |                    |       |
| S1       | 5,0 Aa     | 22,2 Bc               | 1,8 Bb | 0,7 Ca                 | 50,8 Bb        | 0,2 Ba                                | 5,2 Cc             | 12 Ca |
| S2       | 4,6 Ca     | 29,5 Ac               | 2,4 Ac | 2,9 Ba                 | 56,2 Ba        | 0,3 Ba                                | 7,8 Ab             | 12 Ca |
| S3       | 5,0 Aa     | 21,1 Bb               | 1,3 Cc | 0,4 Ca                 | 25,6 Cb        | 0,2 Ba                                | 4,3 Db             | 17 Ba |
| S4       | 5,1 Ab     | 13,5 Dc               | 1,6 Bc | 16,6 Ac                | 163,4 Ac       | 1,7 Ac                                | 4,6 Da             | 9 Da  |
| S5       | 4,9 Bb     | 30,0 Ac               | 1,6 Cc | 2,2 Ba                 | 52,5 Ba        | 0,3 Bb                                | 5,8 Bb             | 19 Aa |
| S6       | 4,9 Ba     | 17,9 Cc               | 1,2 Cb | 0,9 Ca                 | 37,6 Cc        | 0,3 Bb                                | 3,9 Eb             | 14 Ba |
| S7       | 4,8 Ba     | 15,3 Db               | 1,0 Db | 0,9 Ca                 | 34,9 Cb        | 0,2 Ba                                | 3,9 Eb             | 16 Ba |
| S8       | 4,6 Cb     | 7,0 Ec                | 0,9 Db | 0,8 Ca                 | 28,4 Cb        | 0,2 Ba                                | 4,2 Db             | 8 Dc  |
| S9       | 4,3 Db     | 5,0 Eb                | 0,6 Eb | 3,2 Bb                 | 30,2 Ca        | 0,2 Ba                                | 2,8 Fa             | 7 Db  |

<sup>1</sup>Sítios de diferentes classes texturais: S1 a S3: muito argilosa; S4 a S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. Fitofisionomias: S1, S7, S8: Cerradão; S2, S4, S5, S6, S9: Floresta; S3: Cerrado *sensu stricto*.<sup>2</sup>COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; P: fósforo; K<sup>+</sup>: potássio; Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>: cálcio + magnésio; H+Al<sup>3+</sup>: hidrogênio + alumínio; C/N: relação carbono/nitrogênio. Os valores da tabela representam as médias (n=5) de cada propriedade. As médias dos sítios na mesma profundidade seguidas por letras maiúsculas iguais não apresentam diferença significativa. Para o mesmo sítio, as médias seguidas por letras minúsculas iguais entre as profundidades não apresentam diferença significativa. As diferenças foram testadas por Scott Knott ao nível de 5% de significância.

Em geral, os sítios apresentaram baixas concentrações de P, K e Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>, exceto S4 que obteve quantidade expressiva desses nutrientes (TABELA 2). Para o P, nota-se ainda que depois de S4, S9 apresentou teor de P-disponível numericamente

superior aos demais sítios. A elevada taxa de intemperismo nos trópicos acelera a liberação de nutrientes a partir dos minerais primários da rocha e boa parte deles é perdida por lixiviação ao longo do tempo (CHADWICK et al., 2003; MARGALEF et al., 2017; WALKER; SYERS et al., 1976). Logo, os valores mais altos de pH e de nutrientes, principalmente P e K obtidos em S4, sugerem que o material de origem deste solo é diferente dos outros sítios já que essas diferenças são mantidas em profundidade. Em S9, cujo solo é de textura arenosa, a menor adsorção de P às argilas pode explicar a maior quantidade de P encontrada em solução (NOVAIS et al. 2007). O grande número de sítios pertencentes ao grupo de menor P-disponível confirma a limitação de P relatada por outros autores em solos tropicais intemperizados, (VITOUSEK; DENSLOW, 1986, 1987; VITOUSEK; FARRINGTON, 1997).

Os valores de relação C/N variaram entre 10 e 20 nos primeiros 5 cm do solo (TABELA 2). De modo geral, a relação C/N foi homogênea em profundidade contrariando a expectativa de que nos solos superficiais haveria maior relação C/N do que em subsuperfície devido ao maior conteúdo de C orgânico derivado das plantas. De forma similar, Stone et al. (2014) não verificaram alteração da relação C/N em profundidade.

### *3.1.1 Sítios e textura do solo*

As concentrações de COT e NT foram os indicadores que mais apresentaram diferenças entre as classes texturais dos sítios estudados. Em geral, os teores de COT e NT foram maiores nos sítios mais argilosos (S1 a S6) com destaque para S2, que obteve valores médios iguais a 37 g C e 2,9 g N kg<sup>-1</sup> de solo; considerando as três profundidades (TABELA 2). Em oposição, os sítios menos argilosos (S7, S8 e S9) apresentaram os menores valores, tendo S9 obtido em média 7,6 g C e 0,6 g N kg<sup>-1</sup> de solo, que foram significativamente inferiores aos encontrados nos outros sítios. Observa-se ainda que S5 apresentou teor de COT estatisticamente igual a S2 e NT igual a S1.

A granulometria do solo afeta a quantidade de C estabilizado nos solos (SOLLINS et al., 1996). Como S2 e S9 possuem classes texturais contrastantes, muito argilosa e arenosa, respectivamente; era esperado que os teores de COT e NT encontrados nesses sítios refletissem essas diferenças. À medida que o material orgânico é transformado, o C orgânico associa-se à partículas minerais do solo formando complexos húmico-argilosos que dificultam a ação microbiana. Isso explica

porque solos com maior quantidade da fração argila geralmente possuem mais C armazenado (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Além disso, as cargas geradas durante a decomposição da matéria orgânica e àquelas dos coloides minerais aumentam a capacidade de retenção de nutrientes do solo, como as formas assimiláveis de N ( $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$ ), por exemplo.

Em adição, a maior porosidade existente nos solos de fração mais grosseira (areia) pode estimular a decomposição do C contribuindo para a redução dos estoques de C e ainda estimular perdas de N, seja devido à menor capacidade de retenção de íons ou por facilitar a nitrificação do  $\text{NH}_4^+$  e desnitrificação do  $\text{NO}_3^-$  (NOVAIS et al., 2007; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; WEI et al., 2014). Alguns autores observaram aumento nos teores de COT e NT em solos cultivados com diminuição do tamanho das partículas do solo (AHMED; OADES, 1984; KANDELER et al., 1999).

### 3.1.2 Sítios e fitofisionomia

Em ecossistemas naturais, a quantidade e qualidade da serapilheira produzida estão associadas ao nível nutricional do solo e vice-versa (BARBOSA; FARIA, 2006; HARIDASAN, 2000; RUGGIERO et al., 2002). Na classe textural muito argilosa (S1 a S3) foi possível observar uma transição nas concentrações de COT (5-10 cm), NT (0-5, 5-10 e 10-15 cm) e H+Al (0-5 cm) entre as fitofisionomias Floresta (S2) > Cerradão (S1) > Cerrado *sensu stricto* (S3) conforme Tabela 2. Ainda nessa classe, as formações florestais (Floresta e Cerradão) superaram a formação savânica (Cerrado *sensu stricto*) no teor de K (0-5, 5-10 e 10-15 cm), a qual apresentou maior relação C/N a 0-5 cm de profundidade. A comparação entre os sítios da classe textural argilosa (S4 a S7) indicou maior concentração de COT na fitofisionomia do tipo Floresta (S4, S5 e S6) do que no Cerradão (S7) nas profundidades 0-5 e 5-10 cm; a mesma tendência foi observada para o NT com a inclusão da profundidade 10-15 cm. O NT parece ter sido melhor indicador que o COT na diferenciação entre os tipos de fitofisionomias dentro da mesma classe textural.

As várias formações fisionômicas existentes no bioma Cerrado têm estimulado pesquisas com foco na determinação do estoque de serapilheira em cada uma delas (CAMPOS et al., 2008; CIANCIARUSO et al., 2006; DELITTI et al., 2006; MORAIS et al., 2013; NARDOTO et al., 2006; PARRON, 2004). Embora os trabalhos apresentem resultados a partir de diferentes condições experimentais (época e tempo de avaliação), em todos eles fica clara a estreita relação entre a quantidade de serapilheira



produzida e o tipo de fitofisionomia. A quantidade e qualidade da serapilheira são diretamente associadas à composição das espécies vegetais locais (BARDGETT; SHINE, 1999; MENDES et al., 2012; ADUAN et al., 2003).

Nesse sentido, os teores contrastantes de COT e NT encontrados entre a Floresta e o Cerrado *sensu stricto* eram esperados, bem como valores intermediários para no Cerradão. Marimon Júnior e Haridasan (2005) verificaram que a maior capacidade de retenção de água e fertilidade dos solos de textura muito argilosa pode favorecer a síntese de biomassa vegetal no Cerradão em relação ao Cerrado *sensu stricto*, refletidos nas concentrações de COT (5-10 cm) e NT (-5, 5-10 e 10-15 cm). A maior disponibilidade de material orgânico nos solos florestais acelera a atividade decompositora que ao gerar ácidos orgânicos pode contribuir com o aumento da acidez potencial observada. Zheng et al. (2018) encontraram maior teor de COT, NT, P e K disponíveis em solos de floresta com alta diversidade de espécies.

### 3.1.3 Textura × fitofisionomia

Com o intuito de verificar o efeito da textura do solo no mesmo tipo de fitofisionomia, selecionou-se o Cerradão nas classes muito argilosa (S1), argilosa (S7) e média (S8) e a Floresta nas texturas muito argilosa (S2), argilosa (S5) e arenosa (S9) conforme Tabela 1. Entre os sítios de fitofisionomia do tipo Floresta, S5 foi selecionado por possuir características químicas similares a S2. As diferenças entre as classes textuais foram mais evidentes quando analisamos as concentrações de COT e NT nas três profundidades.

Para o Cerradão, na Tabela 2 é possível observar que a textura muito argilosa (S1) apresentou maior valor de COT e NT em comparação aos solos de textura argilosa (S7) e média (S8). Apesar de S7 e S8 pertencerem a classes textuais distintas, o conteúdo de argila desses sítios são próximos e iguais a 37 e 33%, respectivamente. Esse fato pode ter contribuído para ausência de diferenças significativas nos teores de COT e NT entre esses sítios. Na fitofisionomia tipo Floresta observou-se que as concentrações de COT nas texturas muito argilosa (S2) e argilosa (S5) não diferiram significativamente entre si, mas diferiram da textura arenosa (S9). Contudo, os teores de NT exibiram claramente gradiente que acompanhou o conteúdo de argila dos solos (TABELA 2).

Nas condições de execução do presente trabalho, pode-se afirmar que o NT foi melhor indicador químico que o COT na diferenciação entre os tipos de fitofisionomias

dentro da mesma classe textural (muito argilosa ou argilosa) e também entre as classes texturais dentro da fitofisionomia do tipo Floresta. O NT tem sido considerado uma referência apropriada para estimar a disponibilidade de N em solos naturais e agrícolas (GUINTO; CATTO, 2016; SHEPHERD et al., 2015; VELASQUEZ-MARTÍNEZ; PERRY, 1997). Na mesma classe textural, fica clara a estreita relação entre o tipo de fitofisionomia e o teor de N, provavelmente por ser nutriente essencial ao crescimento das plantas e por isso requerido em grandes quantidades (NOVAIS et al., 2007). Entretanto, na Floresta percebe-se influência do tipo de textura do solo, pois o percentual de argila de S2 (78%) é quase o dobro do encontrando em S5 (40%), dessa forma é razoável supormos que a capacidade do solo de S2 reter íons, como o  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$  também seja maior, o que evidenciou a existência de diferenças entre esses sítios através de NT.

### *3.2 Indicadores microbianos gerais*

Em solos naturais tropicais, a rápida decomposição e ciclagem da serapilheira pelos organismos edáficos são fundamentais para garantir o funcionamento desses ecossistemas. Assim, indicadores de atividade microbiana total têm sido amplamente utilizados por serem sensíveis, entre outros fatores, à disponibilidade e composição do C e à textura do solo (BURNS et al., 2013; BLAGODATSKAYA; KUZYAKOV, 2013; GRIFFITHS et al., 1999; BENDING et al., 2002; SESSITSCH et al., 2001). Neste trabalho, as propriedades químicas, texturas do solo, fitofisionomias e profundidade de avaliação refletiram em diferenças nesses indicadores (FIGURA 2).

Em geral, os valores médios de RMS foram maiores nos sítios S1 e S2, os de CBM em S1, S2 e S5; DHA em S1 e S5; e de FDA em S1, S2 e S5 (FIGURA 2A, 2B, 2C; 2D, 2E, 2F; 2G; 2J). Em contraste, S9 obteve valores médios mais baixos para a maioria dos indicadores (FIGURA 2). Enquanto os valores de RMS e CBM foram maiores a 0-5 cm (Figura 2A, 2B, 2C; 2D, 2E) para a FDA os valores de atividade em 0-5 e 5-10 cm foram semelhantes e superiores à profundidade de 10-15 cm (FIGURA 2J, 2K e 2L). Em geral, apesar de a DHA ter apresentado gradiente de atividade em profundidade (Figura 2G, 1H, 2I), a FDA foi o indicador microbiano mais sensível na diferenciação entre os sítios por indicar maior número de diferenças até 10 cm do solo (FIGURA 2J, 2K).

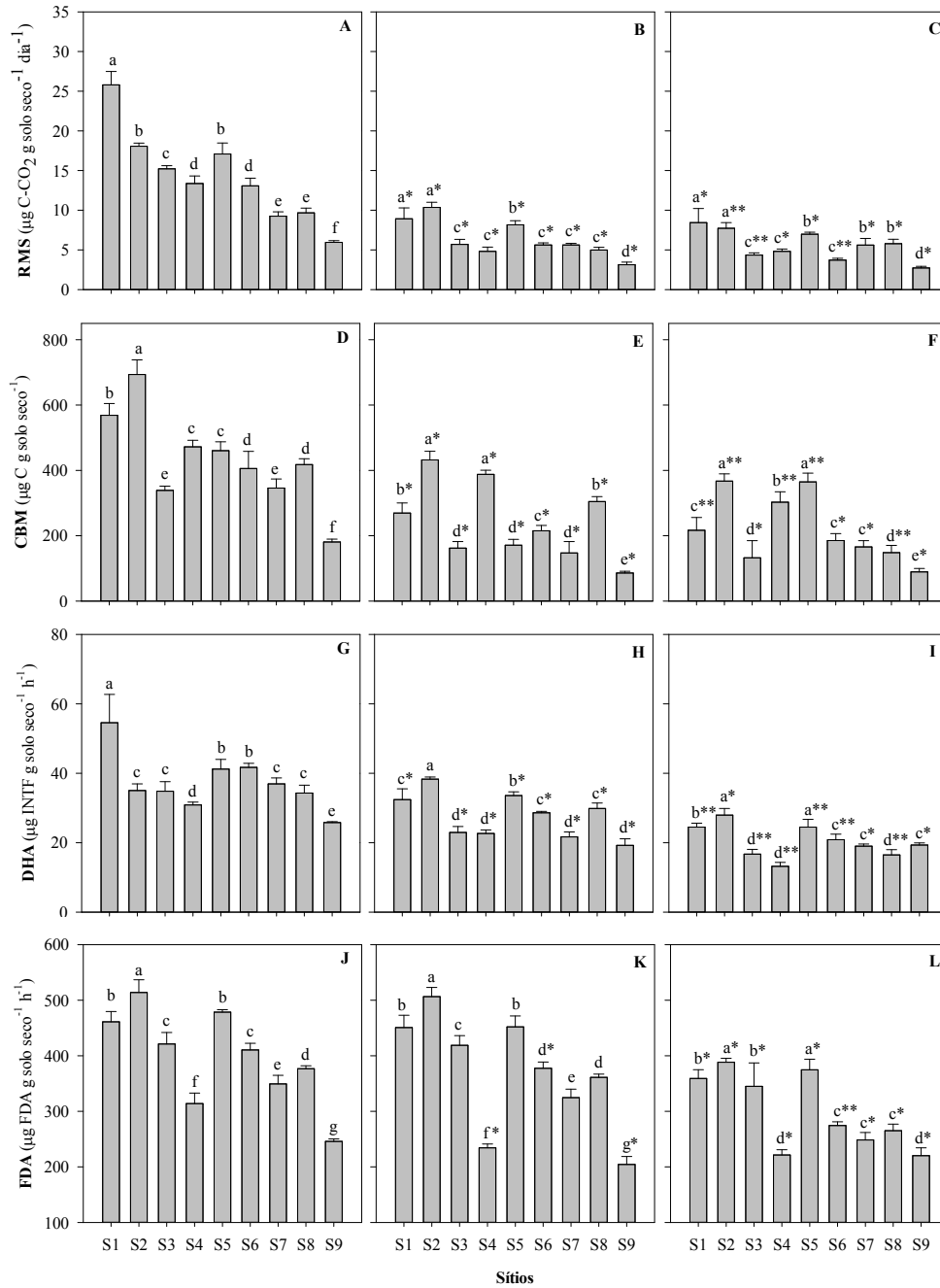


FIGURA 2. Indicadores microbianos gerais de qualidade dos solos em sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado. As classes texturais são representadas por S1 a S3: muito argilosa; S4 a S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa e as fitofisionomias por S1, S7, S8: Cerradão; S2, S4, S5, S6, S9: Floresta; S3: Cerrado *sensu stricto*. RMS: respiração microbiana do solo (A, B, C); CBM: carbono da biomassa microbiana (D, E, F); DHA: desidrogenase (G, H, I); FDA: hidrólise do diacetato de fluoresceína (J, K, L). Para cada indicador, a sequência de figuras indica as profundidades 0-5, 5-10 e 10-15 cm; respectivamente. Na mesma profundidade, as médias entre os sítios seguidos por letras similares não diferem significativamente. Os símbolos (\*, \*\*) indicam diferenças significativas entre as médias nas profundidades no mesmo sítio, sendo que um asterisco (\*) refere-se à comparação entre a profundidade de 0-5 e 5-10 cm e dois asteriscos (\*\*) à comparação entre a profundidade de 5-10 e 10-15 cm. As comparações foram feitas por Scott Knott a 5% de significância. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras.

Enquanto o acúmulo de resíduos vegetais na superfície do solo e sua rápida decomposição refletem em aumentos na RMS e CBM, enzimas como a DHA e FDA são bons indicadores de atividade geral da microbiota por estarem ligadas à capacidade oxidativa dos microrganismos e a células viáveis, respectivamente (GIL-SOTRES et al., 2005; TREVORS, 1984; VAHERI; TIMPL, 2006). Os maiores valores de atividade encontrados em S1 e S2 são resultado de um conjunto de características favoráveis. Do ponto de vista físico, nota-se que ambos pertencem à classe textural muito argilosa o que pode refletir na maior capacidade de armazenamento de C e N dos solos desses sítios.

Em alguns casos, a maior atividade encontrada em S2 em relação à S1 pode estar relacionada aos maiores teores de COT e NT que S2 possui (Tabela 1), provavelmente influenciados pela fitofisionomia mais rica e diversificada. Apesar de S9 ter a mesma fitofisionomia de S2, acredita-se que a textura arenosa governe características físico-químicas do solo que resultaram em vegetação e serapilheira de menor qualidade nutricional.

Os maiores valores de RMS, CBM, FDA e DHA encontrados de 0-5 cm e a maior homogeneidade desses indicadores entre os sítios com a profundidade, pode estar relacionado à disponibilidade de substratos e comunidades microbianas. Conforme observado, o efeito da entrada de material orgânico no solo é mais pronunciado próximo à superfície e a maior disponibilidade de substratos influencia fortemente a composição e abundância das comunidades microbianas (ALLISON et al., 2007; DeFOREST et al., 2012; FIERER; JACKSON, 2006; RINKES et al., 2011). Como em profundidade a influência da serapilheira sobre essas comunidades é reduzida, elas ajustam suas taxas de atividade e biomassa adaptando-se às restrições do ambiente, ficando mais dependentes das características da matriz do solo (HOEHLER; JORGENSEN, 2013; MENDES et al., 2012; STONE et al., 2014; SULEIMAN et al., 2013). Outros estudos também encontraram declínios com a profundidade nos valores de COT, RMS e atividade enzimática em florestas temperadas e solos agrícolas (EILERS et al., 2012; FIERER et al., 2003; GELSOMINO; AZZELLINO, 2011; STEINWEG et al., 2013; TAYLOR et al., 2002).

### *3.2.1 Sítios e textura do solo*

Os indicadores RMS e FDA foram únicos em que foi possível identificar diferenças entre os sítios mais argilosos e menos argilosos. Nos sítios de S1 a S6 (mais

argilosos) a RMS foi o dobro da encontrada em S7, S8 e S9 (menos argilosos), conforme observado na Figura 2A. Para a FDA, ao desconsideramos o sítio S4, encontramos valores médios de atividade cerca de 41% (0-5 cm) e 49% (5-10 cm) superior nos solos mais argilosos do que nos menos argilosos (FIGURA 2J e 2K). Conforme sugerido anteriormente, acredita-se que pelo fato de S4 ter material de origem distinto dos demais sítios, suas características possam afetar de forma singular alguns indicadores avaliados. A FDA, por exemplo, depois de S9, apresentou atividade significativamente inferior aos outros sítios. Embora Stubberfield e Shaw (1990) tenham encontrado correlação positiva entre a FDA e a concentração de ATP, acredita-se que exista algum mecanismo desencadeador de *feedback* negativo entre essa enzima e o P, já que S4 é o único sítio que apresentou teores elevados de P (TABELA 2).

A RMS está associada principalmente à quantidade de C e disponibilidade de nutrientes (CHENG et al., 1996; 2013; SYLVIA et al., 1999). Assim, nos solos onde predominam partículas menores (argila) geralmente há maior acúmulo de C e retenção de N, o que pode ser confirmado pelo alto teor de COT e NT encontrados para os sítios mais argilosos (TABELA 2). Alguns autores relatam que o alto teor de partículas maiores (areia) nos solos são desvantajosos para o crescimento e atividade microbianos (ACIEGO; BROOKES; 2009; VEEN et al., 1984). Os resultados similares entre a RMS e a FDA eram esperados, já que a gama de enzimas capazes de hidrolisar o diacetato de fluoresceína são abundantes em células ativas, principalmente de organismos decompositores como os fungos e bactérias (GREEN et al., 2006; LIU et al., 2016; RINCON-FLLOREZ et al., 2016; SCHNURER; ROSSWAL, 1982).

### 3.2.2 Sítios e fitofisionomia

Nos solos de textura muito argilosa (S1 a S3), os valores encontrados para o Cerradão e Floresta (S1 e S2) foram em média 66% (RMS), 108% (CBM), 41% (DHA) e 15% (FDA) maiores do que os encontrados para o Cerrado *sensu stricto* (S3) de acordo com a Figura 2A, 2B, 2C; 2D, 2E, 2F; 2H, 2I; 2J e 2K. Ainda nesta textura, o CBM foi o indicador que melhor diferenciou os tipos de fitofisionomias: Floresta (S2) > Cerradão (S1) > Cerrado *sensu stricto* (S3). Para o grupo de solos de textura argilosa (S4 a S7), os indicadores RMS, CBM e a FDA (exceto S4) apresentaram valores mais altos na fitofisionomia tipo Floresta (S4, S5, S6) em relação ao Cerradão (S7) (FIGURA 2A; 2D; 2J, 2K).

Nas texturas muito argilosa e argilosa, os indicadores microbianos apresentaram maior atividade nas formações florestais (Cerradão e Floresta) do que savânicas (Cerrado *sensu stricto*) e na Floresta em relação ao Cerradão, respectivamente; certamente influenciados pela quantidade e qualidade de serapilheira produzida em cada tipo de fitofisionomia. A maior atividade observada em solos florestais suporta a perspectiva de que a serapilheira proveniente dessas formações vegetais possuem maior quantidade de C lábil prontamente mineralizável pelos microrganismos heterotróficos do solo (CHENG et al., 1996). Por outro lado, menor conteúdo de C lábil e consequentemente maior teor de C recalcitrante podem ser sugeridos para o Cerrado *sensu stricto*, conforme evidenciado pela maior relação C/N encontrada em S3 em comparação a S1 e S2 (TABELA 2).

Entre os indicadores gerais, o CBM é considerado um dos mais confiáveis sendo que 41% dos autores incluem este parâmetro nos trabalhos de avaliação microbiana (GIL-SOTRÉS et al., 2005). Como o CBM mede a capacidade dos microrganismos em sintetizar seus componentes celulares, esse indicador é fortemente dependente da concentração e qualidade da matéria orgânica bem como do conteúdo de nutrientes do solo (ELEFHERIADIS; TURRIÓN, 2014; PAUL, 2007; SYLVIA et al., 1999). Esses fatores podem explicar a expressiva superioridade de S1 e S2 em relação à S3. Além disso, nas formações florestais o sombreamento da área (50 a 95%) associado ao maior porte das árvores (8 a 25m) que reduz a velocidade do vento, resulta em trocas mais lentas de água e calor entre o solo e a atmosfera do que no Cerrado *sensu stricto* (RIBEIRO et al., 2008). Esses fatores contribuem para manter um microclima mais adequado para o crescimento e atividade microbianos.

### 3.2.3 Textura × fitofisionomia

De forma similar à realizada para os indicadores químicos, procedeu-se a análise comparativa do mesmo tipo de fitofisionomia em diferentes classes texturais. Na fitofisionomia do tipo Cerradão (S1, S7, S8) foi possível observar aumentos de 2,7 (RMS), 1,5 (CBM; DHA) e 1,3 (FDA) vezes nos solos do sítio S1 (textura muito argilosa) em relação à S7 (argilosa) e S8 (média), conforme pode ser observado na Figura 2A, 2B, 2C; 2D; 2G; 2J, 2K e 2L. Para a fitofisionomia tipo Floresta (S2, S5, S9) os valores de RMS, CBM e FDA acompanharam a redução do conteúdo de argila dos solos: S2 (muito argilosa) > S5 (argiloso) > S9 (arenosa) (FIGURA 2B, 2C; 2D, 2E; 2J, 2K). Neste caso, como esses solos têm texturas muito discrepantes, é apropriado que a

associação entre classe textural e quantidade de C e nutrientes desses sítios refletisse nos valores dos indicadores microbianos.

É possível notar que S7 e S8 são sítios muito semelhantes, não apenas por pertencer à mesma fitofisionomia, mas também pelo fato de serem quimicamente iguais (TABELA 2). Apesar dessas similaridades, S7 e S8 possuem conteúdo de argila igual a 37 e 33%, respectivamente. Nessas condições, o CBM parece ter sido o indicador mais sensível nas três profundidades avaliadas. Estudos que relacionaram a biomassa microbiana à granulometria dos solos concluíram que os microrganismos estão ligados principalmente às frações menores do solo, como a argila e o silte (AHMED; OADES, 1984; JOUCTEUR-MONROZIER et al., 1991;KANDELER et al., 1999; SINGH; SINGH, 1995). Esse fato pode ter contribuído para a maior sensibilidade do CBM em diferenciar S7 de S8 do que os outros indicadores.

### *3.3 Indicadores microbianos específicos*

As enzimas hidrolíticas extracelulares (EE) catalisam etapas limitantes da decomposição e ciclagem da matéria orgânica (Burns et al., 2013; Sinsabaugh et al. 2008) e por isso são fundamentais para o funcionamento dos solos; sobretudo nos ecossistemas naturais (ADAMCZYK et al. 2014; BROCKETT et al. 2012; CENINI et al., 2016; HILL et al. 2014; SINSABAUGH et al. 2014; WILLIAMS et al. 2012; XU et al., 2013; 2017). Os resultados de atividade das EE foram alterados pelas propriedades químicas, textura do solo, fitofisionomia e profundidades de amostragem do solo.

A atividade de uma única enzima pode não refletir necessariamente a resposta de outras enzimas, já que elas diferem em origem, função e tempo de ciclagem (BURNS, 1982; SINSABAUGH et al., 1991; TRASAR-CEPEDA et al., 2007). Em geral, os sítios S1 e S2 apresentaram maior valor de atividade para as enzimas GLI, URE e FOSF (FIGURA 3A, 3B; 3D; 3G, 3H, 3I). A ARIL apresentou maior atividade em S2 (FIGURA. 3J, 3K, 3L). Todas as enzimas apresentaram menor atividade no sítio S9 (FIGURA 3). Para a maioria dos sítios, as enzimas GLI, URE e ARIL tiveram valores maiores de atividade a 0-5 cm do que 5-10 e 10-15 cm de profundidade (Figura 3A, 3B, 3C; 3D, 3E, 3F; 3J, 3K, 3L), enquanto a FOSF foi a única enzima em que foi possível identificar um gradiente decrescente de atividade com a profundidade, exceto em S4, S6 e S9 (FIGURA 3G, 3H, 3I).

A atividade das EE é determinada por vários fatores que interagem e regulam a alocação e disponibilidade de C no solo entre eles estão o conteúdo e qualidade da

matéria orgânica e a textura do solo (BURNS et al., 2013). Os resultados obtidos para as EE são consistentes com a maior atividade microbiana total encontrada para S1 e S2 e menor para S9, conforme discutido na seção 3.2. O alto teor de argila superior a 78%, as maiores concentrações de COT e NT (Tabela 2) e a formação fitofisionômica do tipo florestal são características que favoreceram de forma positiva a microbiota dos solos de S1 e S2 em relação aos outros sítios estudados. Por outro lado, os mesmos indicadores foram desfavorecidos em S9 certamente sob influência da combinação textura arenosa e tipo de fitofisionomia refletidos na menor concentração de COT e NT, e provavelmente reduzida capacidade de armazenar água e menor quantidade e qualidade nutricional da serapilheira produzida.

Assim como para os indicadores microbianos gerais, os específicos também apresentaram diferenças significativas principalmente entre 0-5 cm e 5-15 cm de profundidade (FIGURAS 2 e 3). Em profundidade, a menor atividade enzimática pode ser explicada por dois efeitos principais. O primeiro refere-se à estabilização enzimática pelos coloides minerais e húmicos, que apesar de protegê-las da degradação e proteólise, alguns autores relatam que esta interação é capaz de reduzir a atividade catalítica das enzimas (ALLISON, 2006a; ALLISON; JASTROW, 2006b; BURNS, 1982; GRANDY et al., 2008). O segundo ponto está relacionado à disponibilidade de substratos, já que além da menor quantidade de compostos orgânicos, a intensa associação à fração organomineral torna-os mais estáveis e protegidos da ação enzimática (ALLISON; VITOUSEK, 2005; HERNANDEZ; HOBBIE, 2010; SCHIMMEL; WEITRAUB, 2003; WEINTRAUB et al., 2013). Outros estudos sobre distribuição da atividade de EE no perfil do solo também relataram maior atividade nos primeiros centímetros e redução com a profundidade do solo (EIVAZI TABATABAI, 1990; GELSOMINO; AZZELINO, 2011; SNAJDR et al., 2008; STEINWEG et al., 2013; VENKATESAN; STENTHURPADIAN, 2006).

Entre as EE estudadas, a FOSF foi a que apresentou maior valor numérico de atividade, que variou de 226 a 855  $\mu\text{g PNF g solo seco}^{-1}\text{h}^{-1}$  (FIGURA 3G, 3H, 3I). Diante da baixa disponibilidade de P encontrada nos solos estudados e da perspectiva de alocação recursos, o alto investimento microbiano em enzimas que adquirem P confirma a existência de limitação microbiana de P, como amplamente relatado em outros estudos em solos tropicais (CLEVELAND; LIPTZIN, 2007; SHAW; DeFOREST, 2013; STONE et al., 2014; WARING et al., 2013).



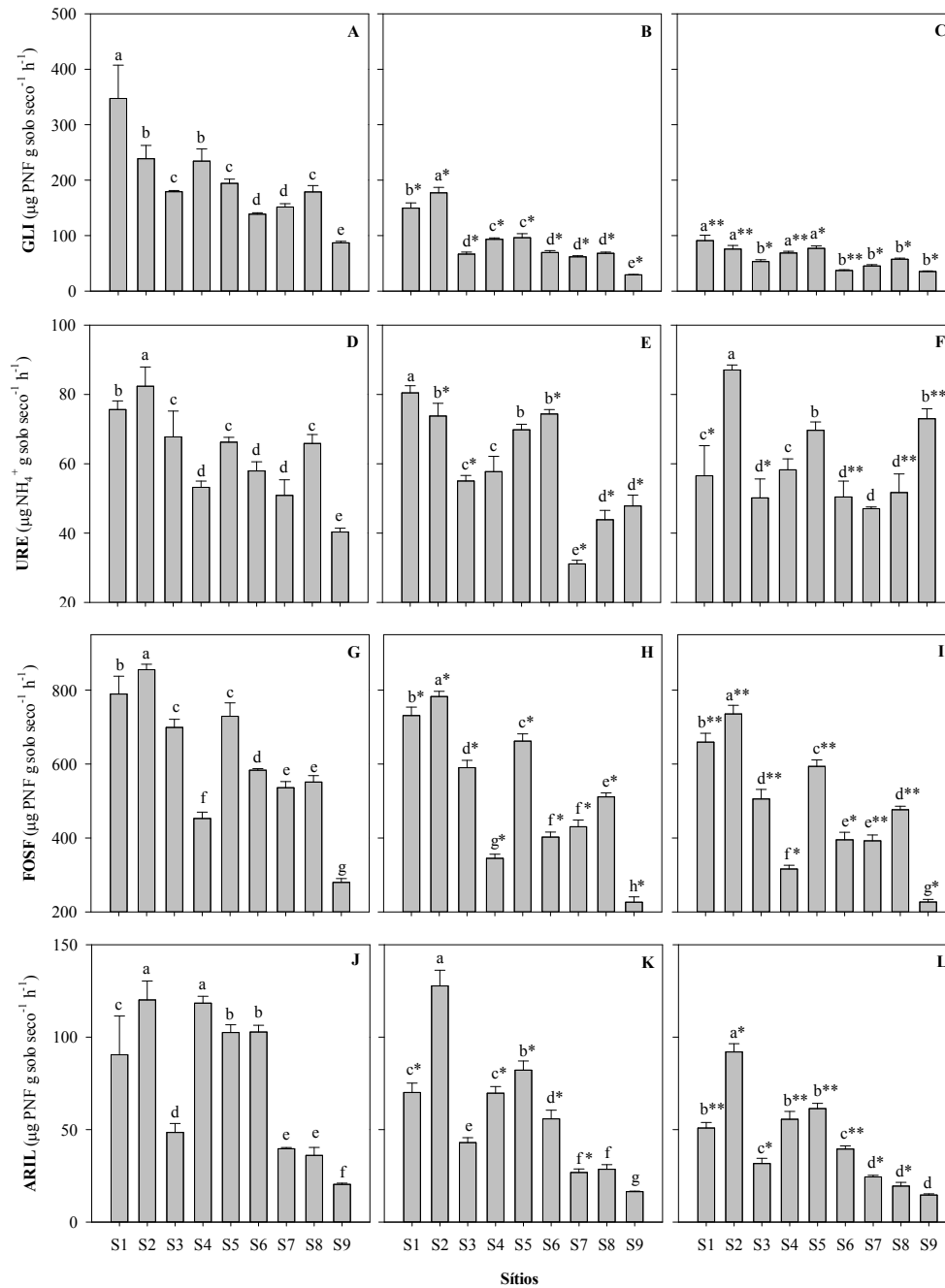


FIGURA 3. Indicadores microbianos específicos de qualidade dos solos em sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado. As classes texturais são representadas por S1 a S3: muito argilosa; S4 a S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa e as fitofisionomias por S1, S7, S8: Cerradão; S2, S4, S5, S6, S9: Floresta; S3: Cerrado sensu stricto. GLI:  $\beta$ -glicosidase (A, B, C); URE: urease (D, E, F); FOSF: fosfatase (G, H, I) e ARIL: arilsulfatase (J, K, L). Para cada indicador, a sequência de figuras indica as profundidades 0-5, 5-10 e 10-15 cm; respectivamente. Na mesma profundidade, as médias entre os sítios seguidos por letras similares não diferem significativamente. Os símbolos (\*, \*\*) indicam diferenças significativas entre as médias nas profundidades no mesmo sítio, sendo que um asterisco (\*) refere-se à comparação entre a profundidade de 0-5 e 5-10 cm e dois asteriscos (\*\*) à comparação entre a profundidade de 5-10 e 10-15 cm. As comparações foram feitas por Scott Knott a 5% de significância. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras.

As FOSF representam um grupo de enzimas que hidrolisam formas orgânicas de P liberando o fosfato que então será concorrido por plantas e microrganismos (SINSABAUGH et al., 2008; SINSABAUGH; SHAH, 2011; TURNER et al., 2002). Muitos estudos têm encontrado uma relação positiva dessas enzimas com o teor de matéria orgânica do solo (CHAKRABARTI et al., 2000; PASCUAL et al., 1999) e inversa com a disponibilidade de P inorgânico (GIL-SOTRES et al., 2005; OLANDER; VITOUSEK, 2000; TRASAR-CEPEDA et al., 2008). Os resultados de atividade da FOSF aqui encontrados foram consistentes com essas informações, pois a redução de atividade em profundidade possivelmente está associada à restrição de substratos de C e a forte redução de atividade no sítio S4 certamente é consequência de *feedback* negativo causado pelos altos teores de P disponível encontrado no solo deste sítio em relação aos demais.

### 3.3.1 Sítios e textura do solo

Entre as enzimas avaliadas apenas a ARIL apresentou valores de atividade maior nos solos mais argilosos (S1 a S6) do que nos menos argilosos (S7 a S9). Essa superioridade foi cerca de 50%, conforme pode ser observado na Figura 3J, 3K e 3L. Ainda nessa textura, nota-se que S3 contrariou a resposta dos outros sítios ao apresentar menor valor de atividade. A predominância das diferentes enzimas nas frações granulométricas do solo depende da biomassa microbiana e da disponibilidade de substratos (KANDELER, 1999). No solo, os ésteres de sulfato podem representar de 25 a 93% do enxofre (S) total, o que indica seu importante papel na disponibilidade de S e também das ARIL, as quais hidrolisam esses ésteres à sulfato inorgânico que é a forma absorvida pelas plantas (GANESHAMURTHY et al., 1995; GUPTA et al., 1993; MCGILL; COLLE, 1981).

Nesse sentido, a maior atividade de ARIL encontrada nos solos mais argilosos pode estar relacionada à maior quantidade de C armazenado nesses solos e conseqüentemente à disponibilidade de ésteres de sulfato. Elsgaard et al. (2002) encontraram forte correlação entre a ARIL e o conteúdo de C orgânico do solo ( $r = 0,87$ ;  $P < 0,001$ ). Segundo McGill e Colle (1981), as bactérias secretam ARIL em resposta à limitação de S, entretanto os resultados obtidos não suportaram essa afirmação. Como os maiores teores de S disponível ocorreram em S1 e S2 (dados não mostrados), o baixo valor de atividade de ARIL em S3 pode estar relacionado à menor disponibilidade e/ou qualidade de substratos, já que somente este sítio possui

fitofisionomia do tipo Cerrado *sensu stricto* ou então à menor biomassa microbiana (CBM) encontrada neste sítio, conforme Figura 2D, 2E e 2F.

### 3.3.2 Sítios e fitofisionomia

Na Figura 3, observou-se que nos solos de textura muito argilosa (S1 a S3), os valores de atividade das EE encontrados para o Cerradão (S1) e Floresta (S2) foram em média 88% (GLI), 33% (URE), 124% (FOSF) e 28% (ARIL) maiores do que os encontrados para o Cerrado *sensu stricto* (S3). Nesta mesma classe textural, identificou-se a ARIL como o indicador microbiano específico mais sensível na diferenciação dos tipos de fitofisionomia: Floresta (S2) > Cerrado (S1) > Cerrado *sensu stricto* (S3), conforme a Figura 3J, 3K e 3L; seguido da FOSF (FIGURA 3G, 3H, 3I).

A superioridade das EE nas formações florestais em relação à savânica certamente está associada à quantidade e qualidade dos substratos orgânicos produzidos. Embora existam divergências entre os pesquisadores, acredita-se que tanto a presença de substrato como o nível baixo de produtos finais ou de moléculas contendo o nutriente alvo possam estimular a produção de enzimas (DUO-CHUAN, 2006; FIERER et al., 2009; GEISSELER; HORWATH, 2009; SUTO; TOMITA, 2001; ORLANDER; VITOUSEK, 2000; WALLENIUS et al., 2011). Dessa forma, a maior atividade encontrada nos sítios S1 e S2 em relação à S3 é resultado das combinações de vários fatores como o maior número de espécies vegetais, composição nutricional da serapilheira mais rica e C mais lábil, maior produção de biomassa aérea e reciclagem mais rápida da serapilheira (ADUAN et al., 2003).

Na profundidade de 0-5 cm, os menores teores de NT, K e maior relação C/N encontrados em S3 em relação a S1 e S2 (Tabela 2) são sugestivos da menor qualidade nutricional da serapilheira produzida no Cerrado *sensu stricto*. Nesse sentido, sugere-se que a serapilheira mais recalcitrante também contribua para a atividade limitada das enzimas neste sítio. À medida que a decomposição do material orgânico ocorre enzimas oxidativas (fenol oxidases e peroxidases) se tornam cada vez mais importantes para acessar formas mais complexas de C, N e P, e essas atividades não específicas geram compostos reativos (quinonas e fenóis) que podem inibir a atividade de outras enzimas, aumentar o estresse oxidativo e agir como antibióticos (NIEROP et al., 2006; SINSABAUGH; LINKINS, 1987; SINSABAUGH, 2010). Em adição, a reduzida quantidade de serapilheira em S3 pode ser explicada pelo maior tempo de permanência

das folhas na planta como uma estratégia de reduzir os custos da produção de mais biomassa aérea, diante da limitação nutricional (HADARISAN, 2000).

A GLI e a FOSF foram as enzimas que melhor expressaram diferenças entre as formações florestais e savânica. A celulose representa uma porção significativa dos detritos vegetais devolvidos ao solo e a etapa final de sua decomposição é realizada pela GLI, que hidrolisa a celobiose em glicose (SINSABAUGH; SHAH, 2011). Logo, a relação positiva entre o acúmulo de material orgânico e a GLI pode explicar a maior produção dessas enzimas em S1 e S2 do que em S3. Esta relação foi confirmada nas pesquisas realizadas por Cenini et al. (2015), Moscatelli et al. (2012), Stott et al. (2010) e Tischer et al. (2015). Os valores expressivos de atividade da FOSF nas formações florestais eram esperados devido à maior exigência nutricional requerida, já que se trata de solos P-limitados. Em relação à ARIL, fica claro a dependência dos tipos fitofisionômicos com a ciclagem do S através dessa enzima, o que confirma seu alto potencial em diferenciar as fisionomias vegetais estudadas.

Para os sítios com solos de textura argilosa (S4 a S7), a maior atividade dos indicadores na fitofisionomia do tipo Floresta (S4, S5 e S6) em relação ao Cerradão (S7) não pode ser generalizada (FIGURA 3). Na profundidade de 0-5 cm, nota-se que enquanto as enzimas GLI e URE não foram capazes de diferenciar os sítios S6 e S7, a ARIL foi um indicador eficaz seguido pela FOSF. No caso específico da FOSF, nota-se ainda que houve efeito *feedback* negativo em S4 provocado pelos maiores teores de P encontrado no solo deste sítio (Tabela 2). Embora o conteúdo de argila entre S6 e S7 seja igual (37%), as propriedades químicas de S6 indicam que este sítio é mais rico que S7 (TABELA 2), possivelmente influenciados pelo tipo de fitofisionomia. Como a ARIL foi o indicador específico mais sensível em diferenciar esses sítios, parece coerente sugerir que essa enzima foi mais influenciada pelo tipo de fitofisionomia do que a FOSF, GLI e URE.

### 3.3.3 Textura × fitofisionomia

Na fitofisionomia do tipo Cerradão e na profundidade de 0-5 cm, os valores de atividade das EE nos solos de textura muito argilosa (S1) foram cerca de 2,0 (GLI), 1,3 (UREA), 2,4 (FOSF) e 1,5 (ARIL) vezes maior do que nos solos de textura argilosa (S7) e média (S8), conforme Figura 3A; 3D; 3G e 3J. Os valores de atividade das EE até 5 cm de profundidade do solo indicam que as enzimas GLI e URE foram mais eficazes em diferenciar os sítios S7 e S8. Para a Floresta (S2, S5, S9), os valores de atividade das

EE acompanharam a redução no conteúdo de argila do solo: S2 (muito argilosa) > S5 (argiloso) > S9 (arenosa) (FIGURA 3A, 3B; 3D; 3G, 3H, 3I; 3J, 3K, 3L). Embora os sítios S7 e S8 sejam iguais do ponto de vista nutricional (Tabela 2) e tipo de fitofisionomia, a diferença mais marcante entre eles está na classe textural (TABELA 1). Neste caso, os resultados sugerem que a GLI e URE foram mais sensíveis à diferenças de textura do solo do que a FOSF e ARIL. Conforme discutido ao longo do trabalho, solos com maior conteúdo de argila geralmente apresentam maior quantidade de C e nutrientes que resultam na maior atividade microbiana e produção de EE, o que justifica o gradiente de atividade enzimática encontrado para a fitofisionomia do tipo Floresta.

### 3.4 Análise de Redundância (RDA)

A RDA indicou a separação dos solos independente da profundidade de avaliação (FIGURA 4). Em todas as profundidades o COT e K foram mantidos nos modelos por não apresentarem colinearidade com outras variáveis (Monte-Carlo,  $p = 0,0020$  para o primeiro e para todos os eixos canônicos). Em adição, o NT, P e relação C/N (Figura 4A), o NT, H+Al e relação C/N (Figura 4B) e o pH e H+Al (Figura 4C) também foram incluídos nos respectivos modelos devido a ausência de colinearidade com os demais atributos. Os eixos 1 e 2 explicaram juntos 91,3% (0-5 cm), 93,5% (5-10 cm) e 87,6% (10-15 cm) da variabilidade total dos indicadores físico-químicos e microbianos (gerais e específicos) do solo (FIGURA 4). Em geral, foi possível observar que os solos S1, S2, S3 e S5 se diferenciaram dos demais ao longo do eixo 1, o qual explicou 82,1%, 81,0% e 74,9% da variabilidade do conjunto de dados na Figura 4A, 4B e 4C, respectivamente.

Os solos dos sítios S1, S2, S3 e S5 foram relacionados positivamente aos indicadores microbianos (RMS, CBM, DHA, FDA, GLI, UREA, FOSF, ARIL) e físico-químicos (COT e NT); e negativamente ao conteúdo de P, K e relação C/N (FIGURA 4A). Na profundidade de 5-10 cm, esses mesmos sítios (S1, S2, S3 e S5) foram correlacionados positivamente com H+Al e relação C/N (Figura 4B) e ao pH e H+Al na Figura 4C. Os solos dos sítios S6, S7, S8 e S9 foram relacionados negativamente aos indicadores físico-químicos e microbianos gerais e específicos, independente da profundidade (FIGURA 3), exceto relação C/N na profundidade 0-5 cm (FIGURA 3A).

As correlações positivas entre a maioria dos indicadores físico-químicos e microbianos confirmam os resultados obtidos pela análise univariada dos dados. O sítio

S4 foi fortemente influenciado pelos teores de P e K do solo que se correlacionaram positivamente entre si (FIGURA 4A). Ainda nesta Figura, é possível observar a correlação negativa entre o P e a FOSF, o que confirma o efeito negativo dos maiores teores de P na atividade dessa enzima. Houve alta correlação positiva entre a FDA e a FOSF e entre a ARIL e o teor de NT. Na RDA não foi possível estabelecer um padrão de agrupamento dos sítios em função das classes texturais ou dos tipos de fitofisionomias, porém observou-se que houve uma tendência de separação dos sítios em função do conteúdo de argila presente nos solos, separando de modo geral sítios mais argilosos (S1, S2, S3, S5) dos menos argilosos (S6, S7, S8 e S9). Essa separação é mais evidente na Figura 4A e 4B.

### *3.5 Correlação de Pearson*

A correlação de Pearson foi utilizada para confirmar os resultados obtidos nas análises univariadas e multivariadas. A matriz de correlação revelou um grande número de indicadores correlacionados de forma significativa e positiva entre si (TABELA 3). Os indicadores de atividade microbiana total (RMS, CBM, DHA e FDA) foram correlacionados entre si, sendo o maior valor de correlação positiva observado entre a RMS e a DHA ( $r = 0,81$ ;  $P < 0,01$ ). Os indicadores gerais (RMS, CBM, DHA, FDA) e específicos (GLI, URE, FOSF, ARIL) foram positivamente correlacionados ao COT e ao NT. As correlações mais fortes foram estabelecidas entre o COT e a FDA ( $r = 0,86$ ;  $P < 0,01$ ), FOSF ( $r = 0,84$ ;  $P < 0,01$ ) e ARIL ( $r = 0,83$ ;  $P < 0,01$ ). Todos os indicadores microbianos foram positivamente correlacionados à ARG, exceto a ARIL, sendo que maior correlação foi obtida entre a ARG e a RMS ( $r = 0,39$ ;  $P < 0,01$ ). Observou-se alta correlação positiva entre a ARIL e o NT ( $r = 0,90$ ;  $P < 0,01$ ), já o P correlacionou-se negativamente à FOSF ( $r = 0,34$ ;  $P < 0,01$ ), FDA ( $r = 0,37$ ;  $P < 0,01$ ) e à ARG ( $r = 0,25$ ;  $P < 0,01$ ). As enzimas FOSF e FDA foram fortemente correlacionadas entre si de forma positiva ( $r = 0,91$ ;  $P < 0,01$ ). As associações positivas entre os indicadores microbianos e os teores de C eram esperadas devido à necessidade de substratos orgânicos disponíveis para atuação microbiana. E como o N é componente essencial para o crescimento microbiano e para produção de enzimas, que são proteínas, correlações positivas entre esses indicadores e o NT também eram previstas (HOULTON et al., 2008).

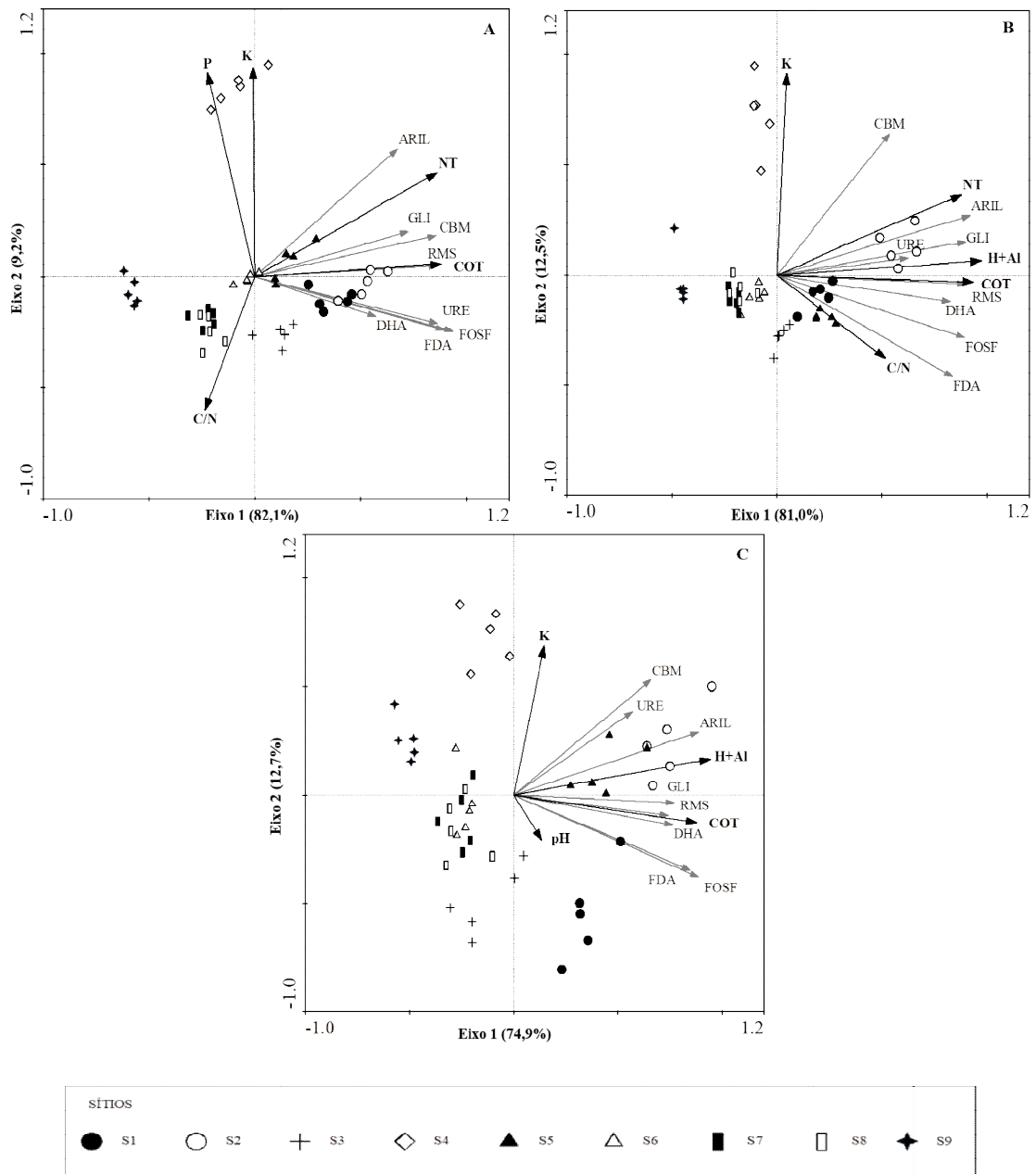


FIGURA 4. Análise de redundância triplot (RDA) dos indicadores físico-químicos e microbianos do solo de sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado. As classes texturais são representadas por S1 a S3: muito argilosa; S4 a S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa e as fitofisionomias por S1, S7, S8: Cerradão; S2, S4, S5, S6, S9: Floresta; S3: Cerrado *sensu stricto*. As profundidades estão representadas por A (0-5 cm), B (5-10 cm) e C (10-15 cm). pH: pH em água; COT, carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; P, K: fósforo e potássio disponíveis; CaMg: cálcio e magnésio; H+Al: acidez potencial. RMS: respiração microbiana do solo; CBM: carbono da biomassa microbiana; DHA: desidrogenase; FDA: hidrólise do diacetato de fluoresceína; GLI:  $\beta$ -glicosidase; URE: urease; FOSF: fosfatase e ARIL: arilsulfatase.

O fato de a ARIL não se correlacionar à ARG pode ser sugestivo da maior relação desta enzima com o tipo de fitofisionomia conforme discutido na seção 3.3. A

alta correlação encontrada entre a ARIL e o NT talvez justificasse a baixa atividade dessa enzima encontrada no sítio S3 (Figura 3J), entretanto esta hipótese foi descartada, pois o solo de S6 possui o mesmo teor de N que S3 e obteve valor de atividade superior à esse sítio na profundidade de 0-5 cm. A correlação inversa entre o P e as enzimas FOSF e FDA confirmam o efeito *feedback* negativo encontrado para a FOSF e sugerido para a FDA. E a correlação negativa entre P e ARG confirma a menor disponibilidade de P nos solos mais argilosos devido à maior fixação de P nas argilas.

Na literatura muitos trabalhos que utilizaram indicadores físico-químicos e microbianos podem ser encontrados e a maioria deles confirmam os resultados obtidos neste trabalho. A RMS foi positivamente correlacionada ao CBM em Geisseler e Horwath (2009), enquanto Xu et al. (2017) encontraram associações significativas e positivas entre a GLI, CBM e COT. A URE foi positivamente correlacionada ao COT e o CBM à ARIL em Zheng et al. (2018) e Vong et al. (2003), respectivamente. O *feedback* negativo entre a FOSF e o P também foi relatado por García-Gil et al. (2000) e Olander e Vitousek (2000).



TABELA 3 Correlação de Pearson (r) entre os indicadores de qualidade dos solos de sítios naturais sob diferentes classes texturais e fitofisionomias do bioma Cerrado

|      | RMS | CBM    | DHA    | FDA    | GLI    | URE    | FOSF   | ARIL   | pH                  | COT                | NT                 | P                   | ARG                |
|------|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------------|--------------------|
| RMS  | 1   | 0,78** | 0,81** | 0,66** | 0,92** | 0,43** | 0,71** | 0,65** | -0,02 <sup>ns</sup> | 0,75**             | 0,77**             | -0,04 <sup>ns</sup> | 0,39**             |
| CBM  |     | 1      | 0,68** | 0,57** | 0,81** | 0,46** | 0,62** | 0,76** | 0,06 <sup>ns</sup>  | 0,76**             | 0,80**             | 0,22*               | 0,33**             |
| DHA  |     |        | 1      | 0,71** | 0,82** | 0,43** | 0,68** | 0,61** | -0,13 <sup>ns</sup> | 0,74**             | 0,65**             | -0,17 <sup>ns</sup> | 0,33**             |
| FDA  |     |        |        | 1      | 0,61** | 0,56** | 0,91** | 0,66** | -0,22**             | 0,86**             | 0,69**             | -0,37**             | 0,34**             |
| GLI  |     |        |        |        | 1      | 0,40** | 0,64** | 0,66** | 0,05 <sup>ns</sup>  | 0,70**             | 0,76**             | 0,12 <sup>ns</sup>  | 0,37**             |
| URE  |     |        |        |        |        | 1      | 0,58** | 0,56** | -0,18*              | 0,54**             | 0,53**             | -0,12 <sup>ns</sup> | 0,20*              |
| FOSF |     |        |        |        |        |        | 1      | 0,66** | -0,14 <sup>ns</sup> | 0,84**             | 0,72**             | -0,34**             | 0,35**             |
| ARIL |     |        |        |        |        |        |        | 1      | 0,08 <sup>ns</sup>  | 0,83**             | 0,90**             | 0,24**              | 0,03 <sup>ns</sup> |
| pH   |     |        |        |        |        |        |        |        | 1                   | 0,02 <sup>ns</sup> | 0,05 <sup>ns</sup> | 0,58**              | 0,06 <sup>ns</sup> |
| COT  |     |        |        |        |        |        |        |        |                     | 1                  | 0,83**             | -0,07 <sup>ns</sup> | 0,23**             |
| NT   |     |        |        |        |        |        |        |        |                     |                    | 1                  | 0,22*               | 0,11 <sup>ns</sup> |
| P    |     |        |        |        |        |        |        |        |                     |                    |                    | 1                   | -0,25**            |
| ARG  |     |        |        |        |        |        |        |        |                     |                    |                    |                     | 1                  |

Os valores da correlação de Pearson seguidos por asteriscos indicam significância estatística ao nível de 5% (\*) ou 1% (\*\*) de acordo com teste t-Student. Não significância (<sup>ns</sup>) também é mostrada na tabela. RMS: respiração microbiana do solo; CBM: carbono da biomassa microbiana; DHA: desidrogenase; FDA: hidrólise do diacetato de fluoresceína; GLI: β-glicosidase; URE: urease; FOSF: fosfatase; ARIL: arilsulfatase; pH: pH em água; COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; P: fósforo disponível; ARG: argila total.

#### 4 CONCLUSÕES

762  
763  
764  
765  
766  
767  
768  
769  
770  
771  
772  
773  
774  
775  
776  
777  
778  
779  
780  
781  
782  
783

Os resultados deste trabalho indicaram que solos de textura muito argilosa e arenosa possuem valores de atividade total e biomassa microbianas contrastantes e que, para a mesma classe textural, a maior atividade desses indicadores foi encontrada na fitofisionomia do tipo Floresta do que no Cerrado *sensu stricto*. Portanto, a combinação entre textura muito argilosa e fitofisionomia do tipo Floresta resultou em maior atividade e biomassa microbianas observadas no sítio S2. As principais diferenças nos indicadores microbianos entre os sítios foram encontradas nos 5 cm iniciais do solo. O CBM foi um dos indicadores mais sensíveis em diferenciar tanto sítios de mesma classe textural e fitofisionomias distintas como o contrário. Entre os indicadores específicos, a ARIL foi eficaz na distinção dos sítios pertencentes à mesma classe textural e fitofisionomias diferentes. A relação da FDA com o teor de P deve ser investigada para melhor compreensão do papel dessa enzima como indicador de qualidade dos solos. A elevada atividade da FOSF sugere limitação microbiana de P nos sítios e a importância deste indicador para o funcionamento dos ecossistemas estudados. Em geral, os resultados obtidos neste trabalho fornecem uma referência para avaliar as mudanças nos indicadores microbianos de qualidade dos solos e processos relacionados em áreas de Cerrado nativo convertidas para agricultura.

## REFERÊNCIAS

- ACIEGO, P. J.; BROOKES, P. Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 41, p. 1396-1405, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.03.017>
- ACOSTA-MARTÍNEZ, V.; CRUZ, L.; SOTOMAYOR-RAMÍREZ, D.; PÉREZ, A. L. Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. **Applied Soil Ecology**, Netherlands, v. 35, p. 35-45, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.05.012>
- ADAM, G.; DUNCAN, H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 33, p. 943-951, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00244-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00244-3)
- ADAMCZYK, B.; KILPELAINEN, P.; KITUNEN, V.; SMOLANDER, A. Potential activities of enzymes involved in N, C, P and S cycling in boreal forest soil under different tree species. **Pedobiologia**, Leipzig, v. 57, p. 97-102, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2013.12.003>
- ADUAN, R. E.; VILELA, M. F.; KLINK, C. A. **Ciclagem de Carbono em Ecossistemas Terrestres – O Caso do Cerrado Brasileiro**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2003. (Documentos, 105).
- AHMED, M.; OADES, J. M. Distribution of organic matter and adenosine triphosphate after fractionation of soils by physical procedures. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 16, p. 465-470, 1984. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90053-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90053-1)
- ALLISON, S. D.; VITOUSEK, P. M. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 37, p. 937-944, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.09.014>
- ALLISON, S. D. Soil minerals and humic acids alter enzyme stability: implications for ecosystem processes. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 81, 361-373, 2006a. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9046-2>
- ALLISON, S. D.; JASTROW, J. D. Activities of extracellular enzymes in physically isolated fractions of restored grassland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, p. 3245-3256, 2006b. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.011>
- ALLISON, S. D.; HANSON, C. A.; TRESEDER, K. K. Nitrogen fertilization reduces diversity and alters community structure of active fungi in boreal ecosystems. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 39, p. 1878-1887, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.02.001>
- AYRES, E.; STELTZER, H.; BERG, S.; WALLENSTEIN, M. D.; SIMMONS, B. L.; WALL, D. H. Tree species traits influence soil physical, chemical, and biological

- properties in high elevation forests. **PloS One**, Oxford, v. 4, n. 5964, 2009. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005964>
- BARBOSA, J. H. C.; FARIA, S. M. Aporte de serapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na reserva biológica de poço das antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, p. 461-476, 2006. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200657306>
- BARDGETT, R.; SHINE, A. Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 31, p. 317-321, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00121-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00121-7)
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Wageningen, v. 137, p. 47–58, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>
- BENDING, G. D.; TURNER, M. K.; JONES, J. E. Interactions between crop residue and soil organic matter quality and the functional diversity of soil microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 34, p. 1073-1082, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00040-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00040-8)
- BENITES, J. R. Agroforestry systems with potential for acid soils of the humid tropics of Latin America and the Caribbean. **Forest Ecology and Management**, Flagstaff, v. 36, p. 81-101, 1990. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90065-J](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90065-J)
- BERG, G.; SMALLA, K. Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. **FEMS Microbiology Ecology**, Oxford, v. 68, p. 1–13, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00654.x>
- BIRO, K.; PRADHAN, B.; BUCHROITHNER, M.; MAKESCHIN, F. Land use/land cover change analysis and its impact on soil properties in the northern part of Gadarif region, Sudan. **Land Degradation e Development**, [s. l.], v. 23, p. 1002–1016, 2011. <https://doi.org/10.1002/ldr.1116>
- BLACK, C. A. **Methods of Soil analysis**, Part I and II. Madison: (ed.) American Society Inc. Publishing, 1965. p. 770-779.
- BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 67, p. 192-211, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>
- BRANNSTROM, C.; FILIPPI, A. M. Remote classification of Cerrado (Savanna) and agricultural land cover in northeastern Brazil. **Geocarto International**, Houston, v. 23, p. 109-134, 2008. <https://doi.org/10.1080/10106040701596767>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado**: Projeto Terra Class Cerrado. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2015.

- BROCKETT, B. F. T.; PRESCOTT, C. E.; GRAYSTON, S. J. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 44, p. 9-20, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.09.003>
- BURNS, R. G. Enzyme activity in soil: location and possible role in microbial ecology. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 14, p. 423–427, 1982. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90099-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90099-2)
- BURNS, R. G.; DICK, R. P. **Enzymes in the environment: activity ecology and applications**. Boca Raton, (ed.) CRC Press, 2002. <https://doi.org/10.1201/9780203904039>
- BURNS, R.; DE FOREST, J.; MARXSEN, J.; SINSABAUGH, R.; STROMBERGER, M.; WALLENSTEIN, M.; WEINTRAUB, M.; ZOPPINI, A. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. **Soil Biology Biochemistry**, Elmsford, v. 58, p. 216-234, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009>
- BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; MARTINELLI, L. A. Aspectos de ciclaje de nutrientes entre bosques amazónicos de terra firme y sabanas tropicales (Cerrado brasileiro). *In*: CABRERA, H. M. **Fisiología ecológica en Plantas: mecanismos y respuestas a estrés en los ecosistemas**. Valparaíso: (ed.) Ediciones Universitarias de Valparaíso, 2004, p. 189–206.
- CAI, Y.; PENG, C.; QIU, S.; LI, Y.; GAO, Y. Dichromate digestion-spectrophotometric procedure for determination of soil microbial biomass carbon in association with fumigation-extraction. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 42, p. 2824-2834, 2011. <https://doi.org/10.1080/00103624.2011.623027>
- CAMPOS, E. H.; ALVES, R. R.; SERATO, D. S.; RODRIGUES, G. S. S. C.; RODRIGUES, S. C. Acúmulo de serapilheira em fragmentos de Mata Mesofítica e Cerrado *sensu stricto* em Uberlândia-MG. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 20, p. 189-203, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132008000100013>
- CENINI, V. L.; FORNARA, D. A.; MCMULLAN, G.; TERNAN, N.; LAJTHA, K.; CRAWLEY, M. J. Chronic nitrogen fertilization and carbon sequestration in grassland soils: evidence of a microbial enzyme link. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 126, p. 301-313, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0157-5>
- CENINI, V. L.; FORNARA, D. A.; McMULLAN, G.; TERNAN, N.; CAROLAN, R.; CRAWLEY, M. J.; CLÉMENT, J. C.; LAVOREL, S. Linkages between extracellular enzyme activities and the carbon and nitrogen content of grassland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 96, p. 198-206, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.015>

CHADWICK, O. A.; HENDRICKS, D. M. The impact of climate on the biogeochemical functioning of volcanic soils. **Chemical Geology**, [s. l.], v. 202, p. 195-223, 2003. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2002.09.001>

CHAKRABARTI, K.; SARKAR, B.; CHAKRABORTY, A.; BANIK, P.; BAGCHI, D. K. Organic recycling for soil quality conservation in a sub-tropical plateau region. **Journal of Agronomy and Crop Science**, Braunschweig, v. 184, p. 137-142, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1439-037x.2000.00352.x>

CHAPMAN, S. K.; NEWMAN, G. S. Biodiversity at the plant–soil interface: microbial abundance and community structure respond to litter mixing. **Oecologia**, v. 162, p. 763–769, 2010. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1498-3>

CHENG, W.; ZHANG, Q.; COLEMAN, D. C.; RONALD, C. C.; HOFFMAN, C. A. Is available carbon limiting microbial respiration in the rhizosphere? **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 28, p. 1283-1288, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00138-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00138-1)

CHENG, F.; PENG, X.; ZHAO, P.; YUAN, J.; ZHONG, C.; CHENG, Y.; CUI, C.; ZHANG, S. Soil microbial biomass, basal respiration and enzyme activity of main forest types in the Qinling Mountains. **PLoS One**, Spain, v. 8, n. 67353, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067353>

CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, E. F. L. P. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerrado na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, Belo Horizonte, v. 20, p. 49-59, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000100006>

CLEVELAND, C. C.; LIPTZIN, D. C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 85, p. 235-252, 2007.

COSTA, J. V. B. **Caracterização e constituição do solo**. Lisboa: (ed.) Fundação Calouste Gulbenkian, 2004, 527p.

CRUZ-RODRÍGUEZ, L. Soil organic carbon and nitrogen distribution in a tropical watershed. University of Puerto Rico, Masters of Science. 2009.

DEFOREST, J. L.; SMEMO, K. A.; BURKE, D. J.; ELLIOTT, H. L.; BECKER, J. C. Soil microbial responses to elevated phosphorus and pH in acidic temperate deciduous forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 109, p. 189-202, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9619-6>

DELITTI, W. B. C.; MEGURO, M.; PAUSAS, J. G. Biomass and mineral mass in a “cerrado” ecosystem. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, p. 531-540, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400003>

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J. W., JONES, A. J., **Methods for Assessing Soil Quality**. Madison:

(ed.) Soil Science Society of America Special Publication, 1996, p. 25–37.  
<https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c2>

DUO-CHUAN, L. Review of fungal chitinases. **Mycopathologia**, Berkeley, v. 161, p. 345-360, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11046-006-0024-y>

EILERS, K. G.; DEBENPORT, S.; ANDERSON, S.; FIERER, N. Digging deeper to find unique microbial communities: the strong effect of depth on the structure of bacterial and archaeal communities in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 50, p. 58-65, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.011>

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 20, p. 601–606, 1988.  
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90141-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90141-1)

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Factors affecting glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 20, p. 601-606, 1990.  
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90141-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90141-1)

ELEFThERIADIS, A.; TURRIÓN, M. B. Soil microbiological properties affected by land use, management, and time since deforestations and crop establishment. **European Journal of Soil Science**, Reading, v. 62, p. 138-144, 2014.  
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.03.001>

ELSGAARD, L.; ANDERSEN, G. H.; ERIKSEN, J. Measurement of arylsulphatase activity in agricultural soils using a simplified assay. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 34, p. 79-82, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00157-2](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00157-2)

EMADODIN, L.; REISS, S.; BORK, H. R. A study of the relationship between land management and soil aggregate stability: case study near Albersdorf, Northern Germany. **Journal of Agricultural and Biological Science**, Pakistan, v. 4, p. 48–53, 2009.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, 2013. 353p.

FIERER, N.; ALLEN, A. S.; SCHIMEL, J. P.; HOLDEN, P. A. Controls on microbial CO<sub>2</sub> production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 1322-1332, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00663.x>

FIERER, N.; JACKSON, R. B. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, United States, v. 103, p. 626-631, 2006.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.0507535103>

FIERER, N.; STRICKLAND, M. S.; LIPTZIN, D.; BRADFORD, M. A.; CLEVELAND, C. C. Global patterns in belowground communities. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, p. 1238-1249, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01360.x>

FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRE-LARROUY, M. C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 157-170, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100018>

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de micro-ondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 23, p. 991-996, 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000400026>

FERREIRA, D. F. SISVAR: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, p. 1039-1042, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>

FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. *In*: LIER, Q. J. van. **Física do solo**. Viçosa: (ed.) Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010.

GANESHAMURTHY, A. M.; SINGH, G.; SINGH, N. T. Sulphur status and response of rice to sulphur on some soils of Andaman and Nicobar Islands. **Journal of the Indian Society of Soil Science**, New Delhi, v. 43, p. 637-641, 1995.

GARCIA-GIL, J. C.; PLAZA, C.; SOLER-ROVIRA, P.; POLO, A. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 32, p. 1907-1913, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00165-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00165-6)

GEISSELER, D.; HORWATH, W. R. Relationship between carbon and nitrogen availability and extracellular enzyme activities in soil. **Pedobiologia**, Leipzig, v. 53, p. 87-98, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2009.06.002>

GEISSEN, V.; SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, R.; KAMPICHLER, C.; RAMOSREYES, R.; SEPULVEDA-LOZADA, A.; OCHOA-GOANA, S.; JONG, B. H. J.; HUERTA-LWANGA, E.; HERNÁNDEZ-DAUMAS, S. Effects of land-use change on some properties of tropical soils - an example from Southeast Mexico. **Geoderma**, New York, v. 151, p. 84-97, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.03.011>

GELSOMINO, A.; AZZELLINO, A. Multivariate analysis of soils: microbial biomass, metabolic activity, and bacterial-community structure and their relationships with soil depth and type. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Koblenz, v. 174, p. 381-394, 2011. <https://doi.org/10.1002/jpln.200900267>

GIL-SOTRES, F.; TRASAR-CEPEDA, C.; LEIRÓS, M. C.; SEOANE, S. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 37, p. 877-887, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.10.003>

GRANDY, A. S.; SINSABAUGH, R. L.; NEFF, J. C.; STURSOVA, M.; ZAK, D. R. Nitrogen deposition effects on soil organic matter chemistry are linked to variation in enzymes, ecosystems and size fractions. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 91, p. 37-49, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9257-9>



- GREEN, V. S.; STOTT, D. E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, p. 693–701, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.020>
- GRIFFITHS, B. S.; RITZ, K.; EBBLEWHITE, N.; DOBSON, G. Soil microbial community structure: effects of substrate loading rates. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 31, p. 145-153, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00117-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00117-5)
- GUIMARÃES, D.V.; GONZAGA, M. I. S.; SILVA, T. O.; SILVA, T. L.; DIAS, N. S.; MATIAS, M. I. S. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil Tillage Research**, Kiel, v. 126, p. 177-182, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.07.010>
- GUINTO, D. F.; CATTO, W. Analysis of the relationship between total nitrogen and available nitrogen in non-pastoral topsoils of New Zealand from a large soil test database. *In*: CURRIE, L. D.; SINGH, R. **Integrated nutrient and water management for sustainable farming**. [S. l.], v. 81, p. 1–6, 2016.
- GUPTA, V. V. S. R.; FARRELL, R. E.; GERMIDA, J. J. Activity of arylsulphatase in Saskatchewan soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 73, p. 341-347, 1993. <https://doi.org/10.4141/cjss93-036>
- HARIDASAN, M. Nutrição Mineral de Plantas Nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Brasília, v. 12, p. 54-64, 2000.
- HARIDASAN, M. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrados of Central Brazil. **The Biochemistry of the Amazon Basin**. McClAIN, M. E.; Victoria, R. L.; Richey, J. R. New York: (ed.) Oxford University Press, 2001.
- HERNANDEZ, D.L.; HOBBIIE, S.E. The effects of substrate composition, quantity and diversity on microbial activity. **Plant and Soil**, Netherland, v. 335, p. 397-411, 2010.
- HILL, B. H.; ELONEN, C. M.; JICHA, T. M.; KOLKA, R. K.; LEHTO, L. L.; SEBESTYEN, S. D.; SEIFERT-MONSON, L. R. Ecoenzymatic stoichiometry and microbial processing of organic matter in northern bogs and fens reveals a common P-limitation between peatland types. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 120, p. 203-224, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0428-9>
- HOEHLER, T. M.; JORGENSEN, B. B. Microbial life under extreme energy limitation. **Nature Reviews Microbiology**, London, v. 11, p. 83-94, 2013. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2939>
- HONG, C. Q.; WU, J. B.; WANG, X. D. Effects of global climate change on the C, N, and P stoichiometry of terrestrial plants. **Chinese Journal Applied Ecology**, China, v. 24, p. 2658-2665, 2013.
- HOULTON, B. Z.; WANG, Y. P.; VITOUSEK, P. M.; FIELD, C. B. A unifying framework for dinitrogen fixation in the terrestrial biosphere. *Nature*, London, v. 454, 327-330, 2008. <https://doi.org/10.1038/nature07028>

JOCTEUR MONROZIER, L.; LADD, J. N.; FITZPATRICK, R. W.; FOSTER, R. C.; RAUPACH, M. Components and microbial biomass content of size fractions in soil of contrasting aggregation. **Geoderma**, New York, v. 49, p. 37-62, 1991. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(91\)90025-O](https://doi.org/10.1016/0016-7061(91)90025-O)

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 6, p. 68-72, 1988. <https://doi.org/10.1007/BF00257924>

KANDELER, E.; STEMMER, M.; KLIMANEK, E. M. Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term soil management. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 31, p. 261-273, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00115-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00115-1)

LIU, H.; CRAWFORD, M.; CARVALHAIS, L. C.; DANG, Y. P.; DENNIS, P. G.; SCHENK, P. M. Strategic tillage on a Grey Vertisol after fifteen years of no-till management had no short-term impact on soil properties and agronomic productivity. **Geoderma**, New York, v. 267, p. 146-155, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.002>

MA, Z. X.; CHEN, L. J.; CHEN, Z. H.; WU, Z. J.; ZHANG, L. L.; ZHANG, Y. L. Soil glycosidase activities and water soluble organic carbon under different land use types. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal**, Valdivia, v. 10, p. 93-101, 2010. <https://doi.org/10.4067/S0718-27912010000200001>

MARGALEF, O.; SARDANS, J.; FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, M.; MOLOWNY-HORAS, R.; JANSSENS, I. A.; CIAIS, P.; GOLL, D.; RICHTER, A.; OBERSTEINER, M.; ASENSIO, D.; PEÑUELAS, J. **Nature**, London, v. 7, p. 1-13, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01418-8>

MARIMON JUNIOR, B. H.; HARIDASAN, M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerrado e um cerrado sentido restrito em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 19, n. 4, p. 913-926, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400026>

MERSI, W.; SCHINNER, F. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodonitrotetrazolium chloride. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 11, n. 3, p. 216 – 220, 1991. <https://doi.org/10.1007/BF00335770>

McGILL, W. B., COLLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, New York, v. 26, p. 267-286, 1981. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(81\)90024-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(81)90024-0)

MENDES, I. C.; FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M.; REIS JUNIOR, F. B. Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. **Plant and Soil**, Netherland, v. 359, p. 183-195, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1195-6>

MORAIS, V. A. SCOLFORO, J. R. S.; SILVA, C. A.; MELLO, J. M.; GOMIDE, L. R.; OLIVEIRA, A. D. Carbon and biomass stocks in a fragment of Cerradão in Minas Gerais state, Brazil. **Cerne**, Lavras, v. 19, p. 237-245, 2013.  
<https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200007>

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2 (ed.). Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

MOSCATELLI, M. C.; LAGOMARSINO, A.; GARZILLO, A. M. V.; PIGNATARO, A.; GREGO, S.  $\beta$ -Glucosidase kinetic parameters as indicators of soil quality under conventional and organic cropping applying two analytical approaches. **Ecological Indicators**, United States, v. 13, p. 322–327, 2012.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.031>

NARDOTO, G. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KLINK, C. A. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. **Journal Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, p. 191-201, 2006.  
<https://doi.org/10.1017/S0266467405002865>

NIEROP, K. G. J.; PRESTON, C. M.; VERSTRATEN, J. M. Linking the B ring hydroxylation pattern of condensed tannins to C, N and P mineralization. A case study using four tannins. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, p. 2794-2802, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.049>

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V.; BARROS, V. H.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007.

OLANDER, L. P.; VITOUSEK, P. M. Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 49, p. 175–190, 2000.  
<https://doi.org/10.1023/A:1006316117817>

PARRON, L. M.; BUSTAMANTE, M. M. C. **Produção e composição química de serapilheira em um gradiente topográfico em Mata de Galeria no Bioma Cerrado do Distrito Federal**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. 23 p.

PASCUAL, J. A.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T. Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 30, p. 1-6, 1999. <https://doi.org/10.1007/s003740050579>

PAUL, E. A. **Soil Microbiology Ecology and Biochemistry**, 3rd ed. Academic Press, New York, 2007. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-047514-1.50005-6>

RAIESI, F.; BEHESHTI, A. Microbiological indicators of soil quality and degradation following conversion of native forests to continuous croplands. **Ecological Indicators**, United States, v. 50, p. 173-185, 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.008>

RIBBONS, R. R.; LEVY-BOOTH, D. J.; MASSE, J.; GRAYSTON, S. J.; MCDONALD, M. A.; VESTERDAL, L.; PRESCOTT, C. E. Linking microbial

communities, functional genes and nitrogen cycling processes in forest floors under four tree species. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 103, p. 181-191, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.024>

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: (ed.) Embrapa-CPAC, 1998. p. 87–166.

RIBEIRO, J. F.; DIAS, T. Diversidade e conservação da vegetação e da flora. *In*: Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. p. 21-46.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 151-212.

RINCON-FLOREZ, V. A.; DANG, Y. P.; CRAWFORD, M. H.; SCHENK, P. M.; CARVALHAIS, L. C. Occasional tillage has no effect on soil microbial biomass, activity and composition in Vertisols under long-term no-till. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 52, p. 191–202, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1066-4>

RINKES, Z. L.; WEINTRAUB, M. N.; DEFOREST, J. L.; MOORHEAD, D. L. Microbial substrate preference and community dynamics during decomposition of *Acer saccharum*. **Fungal Ecology**, Cardiff, v. 4, p. 396-407, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2011.01.004>

RUGGIERO, P. G. C.; BATALHA, M. A.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Vegetation-soil relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Perth, v. 160, p. 1-16, 2002.

SÁ JÚNIOR, A. **Aplicação da classificação de Koppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Água e Solo) – Universidade Federal de Lavras, UFV, Lavras, 2009.

SANCHEZ, P.A. **Properties and Management of Soils in the Tropics**. Wiley, New York. 1996.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savana region in Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, Maine, v. 166, p. 113–124, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>

SCHIMEL, J. P.; WEINTRAUB, M. N. The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 35 p. 549-563, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00015-4)

SCHNUEÉRER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, Bayreuth, v. 43, p. 1256-1261, 1982.

SESSITSCH, A.; WEILHARTER, A.; GERZABEK, M. H.; KIRCHMANN, H.; KANDELER, E. Microbial population structures in soil particle size fractions of a long-term fertilizer field experiment. **Applied and Environmental Microbiology**, Bayreuth, v. 67, p. 4215-4224, 2001. <https://doi.org/10.1128/AEM.67.9.4215-4224.2001>

SILVA, J. W.; GUIMARÃES, E. C., TAVARES, M. Variabilidade temporal da precipitação mensal e anual na estação climatológica de Uberaba-MG. **Ciência Agrotecnologia**, Lavras, v. 27, p. 665–674, 2003. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542003000300023>

SHEPHERD, M.; GHANI, A.; RAJENDRAM, G.; CARLSON, B.; PIRIE, M. Soil total nitrogen concentration explains variation in pasture response to spring nitrogen fertilizer across a single farm. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Ithaca, v. 101, p. 377–390, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9686-5>

SINGH, S.; SINGH, J.S. Microbial biomass associated with water-stable aggregates in forest, savanna and cropland soils of a seasonally dry tropical region, India. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 27, p. 1027-1033, 1995. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00014-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00014-6)

SINSABAUGH, R. L.; LINKINS, A. E. Inhibition of the *Trichoderma viride* cellulase complex by leaf litter extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 719-725, 1987. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90054-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90054-X)

SINSABAUGH, R. L.; ANTIBUS, R. K.; LINKINS, A. E. An enzymic approach to the analysis of microbial activity during plant litter decomposition. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Wageningen, v. 34, p. 43-54, 1991. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(91\)90092-C](https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90092-C)

SINSABAUGH, R. L.; LAUBER, C. L.; WEINTRAUB, M. N.; AHMED, B.; ALLISON, S. D.; CRENSHAW, C.; CONTOSTA, A. R.; CUSACK, D.; FREY, S.; GALLO, M. E.; GARTNER, T. B.; HOBBIE, S. E.; HOLLAND, K.; KEELER, B. L.; POWERS, J. S.; STURSOVA, M.; TAKACS-VESEBACH, C.; WALDROP, M. P.; WALLENSTEIN, M.D.; ZAK, D. R.; ZEGLIN, L. H. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, p. 1252-1264, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x>

SINSABAUGH, R. L. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 42, p. 391-404, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.014>

SINSABAUGH, R. L.; SHAH, J. J. F. Ecoenzymatic stoichiometry of recalcitrant organic matter decomposition: the growth rate hypothesis in reverse. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 102, p. 31–43, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9482-x>

SINSABAUGH, R. L.; BELNAP, J.; FINDLAY, S. G.; SHAH, J. J. F.; HILL, B. H.; KUEHN, K. A.; KUSKE, C. R.; LITVAK, M. E.; MARTINEZ, N. G.; MOORHEAD, D. L.; WARNOCK, D. D. Extracellular enzyme kinetics scale with resource availability. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 121, p. 287-304, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0030-y>

SNAJDR, J.; VALASKOVA, V.; MERHAUTOVA, V.; HERINKOVA, J.; CAJTHAML, T.; BALDRIAN, P. Spatial variability of enzyme activities and microbial biomass in the upper layers of *Quercus petraea* forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 40, p. 2068-2075, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.01.015>

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, New York, v. 74, p. 65-105, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00036-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00036-5)

SPSS Inc. **SPSS statistics for Windows, version 20.0**. Chicago: SPSS Inc., 2011.

STEINWEG, J. M.; JAGADAMMA, S.; FRERICHS, J.; MAYES, M. A. Activation energy of extracellular enzymes in soils from different biomes. **PloS One**, Spain, v. 8, n.7, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059943>

STEVENSON, F. J.; HUMUS. **Chemistry: Genesis, Composition, Reactions**. 2nd ed. New York: (ed.) Inc, 1994, 496 p.

STONE, M. M.; DeFOREST, J. L.; PLANTE, A. F. Changes in extracellular enzyme activity and microbial community structure with soil depth at the Luquillo Critical Zone Observatory. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 75, p. 237-247, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.04.017>

STOTT, D. E.; ANDREWS, S. S.; LIEBIG, M. A.; WIENHOLD, B. J.; KARLEN, D. L. Evaluation of  $\beta$ -Glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 74, p. 107-119, 2010. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0029>

STUBBERFIELD, L. C. F.; SHAW, P. J. A. A comparison of tetrazolium reduction and FDA hydrolysis with other measurements of microbial activity. **Journal of Microbiological Methods**, Guelph, v. 12, p. 151-162, 1990. [https://doi.org/10.1016/0167-7012\(90\)90026-3](https://doi.org/10.1016/0167-7012(90)90026-3)

SUGIHARA, S.; FUNAKAWA, S.; KILASARA, M.; KOSAKI, T. Effect of land management and soil texture on seasonal variations in soil microbial biomass in dry tropical agroecosystems in Tanzania. **Applied Soil and Ecology**, Netherland, v. 44, p. 80-88, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.10.003>

SULEIMAN, A. K. A.; MANOELI, L.; BOLDO, J. T.; PEREIRA, M. G.; ROESCH, L. F. W. Shifts in soil bacterial community after eight years of land-use change. *Systematic and applied microbiology*. **Amsterdam**, v. 36, n. 2, p. 137-144, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2012.10.007>

SUTO, M.; TOMITA, F. Induction and catabolite repression mechanisms of cellulase in fungi. **Journal Bioscience and Bioengineering**, Higashihiroshima, v. 92, p. 305-311, 2001. [https://doi.org/10.1016/S1389-1723\(01\)80231-0](https://doi.org/10.1016/S1389-1723(01)80231-0)

SYLVIA, D. M.; FUHRMANN, J. J.; HARTEL, P. G.; ZUBERER, D. A. **Principles and Applications of Soil Microbiology**. [S. l.]/Prentice Hall Upper Saddle River, 1999.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Arylsulfatase activity of soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 34, p. 225–229, 1969.  
<https://doi.org/10.2136/sssaj1970.03615995003400020016x>

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Use of  $\rho$ -nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 1, p. 301–307, 1970. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(69\)90012-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(69)90012-1)

TAYLOR, J. P.; WILSON, B.; MILLS, M. S.; BURNS, R. G. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 34, p. 387-401, 2002.  
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00199-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00199-7)

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. **J.Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995, 174 p.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2017. 573 p.

TISCHER, A.; BLAGODATSKAYA, E.; HAMER, U. Microbial community structure and resource availability drive the catalytic efficiency of soil enzymes under land-use change conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 89, p. 226-237, 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.011>

TRASAR-CEPEDA, C.; GIL-SOTRES, F.; LEIRÓS, M. C. Thermodynamic parameters of enzymes in grassland soils of Galicia, NW Spain. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 39, p. 311-319, 2007.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.08.002>

TRASAR-CEPEDA C.; M. C. LEIROS, F.; GIL-SOTRES. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 40, p. 2146–2155, 2008.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.015>

TREVORS, J. T. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and TTC assay. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 16, p. 673–674, 1984.  
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90090-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90090-7)

TURNER, B. L.; MCKELVIE, I. D.; HAYGARTH, P. M. Characterisation of water extractable soil organic phosphorus by phosphatase hydrolysis. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 34, p. 27-35, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00144-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00144-4)

- VAHERI, A.; TIMPL, R. Soil microbial communities and enzyme activities under various poultry litter application rates. **Journal of Environmental Quality**, Belgium, v. 35, p. 1309-1318, 2006. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0470>
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 703-707, 1987. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- VEEN, J. A.; LADD, J.; FRISSEL, M. Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. **Plant and Soil**, Oxford, v. 76, p. 257-274, 1984. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-6101-2\\_23](https://doi.org/10.1007/978-94-009-6101-2_23)
- VELAZQUEZ-MARTÍNEZ, A.; PERRY, D. A. Factors influencing the availability of nitrogen in thinned and unthinned Douglas-fir stands in the central Oregon Cascades. **Forest Ecology and Management**, Flagstaff, v. 93, p. 195–203, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03953-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03953-9)
- VENKATESAN, S.; SENTHURPANDIAN, V. K. Comparison of enzyme activity with depth under tea plantations and forested sites in south India. **Geoderma**, New York, v. 137, p. 212-216, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.011>
- VINHAL-FREITAS I. C. **Matéria orgânica, fluxo de CO<sub>2</sub> e índice Q<sub>10</sub> em dois Latossolos com texturas contrastantes sob diferentes usos no cerrado**. 2013. Tese (Doutorado Agronomia/Solos) – Universidade Federal de Uberlândia, UFU, Uberlândia, 2013.
- VINHAL-FREITAS, I. C.; CORREA, G. F.; WENDLING, B.; BOBULSKA, L.; FERREIRA, A. S. Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, United States, v. 74, p. 182–190, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.020>
- VITOUSEK, P. M.; DENSLOW, J. S. Nitrogen and phosphorus availability in tree fall gaps of a lowland tropical rainforest. **Journal of Ecology**, Illinois, v. 74, p. 1167-1178, 1986. <https://doi.org/10.2307/2260241>
- VITOUSEK, P. M.; DENSLOW, J. S. Differences in extractable phosphorus among soils of the La Selva Biological Station, Costa Rica. **Biotropica**, [s. l.], v. 19, p. 167-170, 1987. <https://doi.org/10.2307/2388740>
- VITOUSEK, P. M.; FARRINGTON, H. Nutrient limitation and soil development: experimental test of a biogeochemical theory. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 37, p. 63-75, 1997. <https://doi.org/10.1023/A:1005757218475>
- VONG, P. C.; DEDOURGE, O.; LASSERRE-JOULIN, F.; GUCKERT, A. Immobilized-S, microbial biomass-S and soil arylsulphatase activity in the rhizosphere soil of rape and barley as affected by labile substrate C and N additions. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 35, p. 1651-1661, 2003. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.08.012>



- WALKER, T. W.; SYERS J. K. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, New York, v. 15, p. 1–19, 1976. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(76\)90066-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(76)90066-5)
- WALLENIUS, K.; RITA, H.; MIKKONEN, A.; LAPPI, K.; LINDSTROM, K.; HARTIKAINEN, H.; RAATELAND, A.; NIEMI, R. M. Effects of land use on the level, variation and spatial structure of soil enzyme activities and bacterial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 43, p. 1464-1473, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.018>
- WALLENSTEIN, M. D.; BURNS, R. G. Ecology of extracellular enzyme activities and organic matter degradation in soil: a complex community-driven process. *In*: Dick, R.P. (ed.), **Methods of Soil Enzymology**. Madison: (ed.) Soil Science Society of America, 2011. <https://doi.org/10.2136/sssabookser9.c2>
- WARING, B.; WEINTRAUB, S.; SINSABAUGH, R. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial nutrient acquisition in tropical soils. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 117, p. 101-113, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9849-x>
- WEAND, M. P.; ARTHUR, M. A.; LOVETT, G. M.; MCCULLEY, R. L.; WEATHERS, K. C. Effects of tree species and N additions on forest floor microbial communities and extracellular enzyme activities. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 42, 2161-2173, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.012>
- WEI, X.; SHAO, M.; GALE, W.; LI, L. Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forest to agricultural land. **Nature: Scientific Reports**, London, v. 4, n. 4062, 2014. <https://doi.org/10.1038/srep04062>
- WEINTRAUB, S. R.; WIEDER, W. R.; CLEVELAND, C. C.; TOWNSEND, A. R. Organic matter inputs shift soil enzyme activity and allocation patterns in a wet tropical forest. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 114, p. 313-326, 2013. <https://doi.org/10.1038/srep04062>
- WILLIAMS, C. J.; SCOTT, A. B.; WILSON, H. F.; XENOPOULOS, M. A. Effects of land use on water column bacterial activity and enzyme stoichiometry in stream ecosystems. **Aquatic Sciences**, [s. l.], v. 74, p. 483-494, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0242-3>
- XU, X.; THORNTON, P. E.; POST, W. M. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, Arizona, v. 22, p. 737-749, 2013. <https://doi.org/10.1111/geb.12029>
- XU, Z.; YU, G.; ZHANG, X.; HE, N.; WANG, Q.; WANG, S.; WANG, R.; ZHAO, N.; JIA, Y.; WANG, C. Soil enzyme activity and stoichiometry in forest ecosystems along the North-South Transect in eastern China (NSTEC). **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 104, p. 152-163, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.10.020>
- YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 19, p. 1467-1476,

1988.<https://doi.org/10.1080/00103628809368027>

ZHENG, H.; LIU, Y.; ZHANG, J.; CHEN, Y.; YANG, L.; LI, H.; WANG, L. Factors influencing soil enzyme activity in China's forest ecosystems. **Plant Ecology**, Perth, v. 219, p. 31-44, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0775-1>

**CAPÍTULO II: SENSIBILIDADE DA RESPIRAÇÃO MICROBIANA E  $Q_{10}$  À  
ADIÇÃO DE NITROGÊNIO EM DIFERENTES CLASSES TEXTURAIS DO  
SOLO NO BIOMA CERRADO**

## RESUMO

OLIVEIRA, SUELEN MARTINS DE. **Sensibilidade da respiração microbiana e  $Q_{10}$  à adição de nitrogênio em diferentes classes texturais do solo no bioma Cerrado.** 2019. 125p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia; Uberlândia – MG<sup>5</sup>.

A respiração microbiana do solo (RMS) é um indicador chave utilizado para avaliar os processos de transformação da matéria orgânica do solo e ciclagem de nutrientes em muitos ecossistemas. Assim o objetivo deste trabalho foi avaliar a resposta da RMS e a sensibilidade da microbiota à temperatura ( $Q_{10}$ ) à adição de nitrogênio no solo. Para isso, foram coletadas amostras de solo de diferentes classes texturais em nove ecossistemas naturais, aqui denominados de sítios (S1 ao S9), pertencentes ao bioma Cerrado, no estado de Minas Gerais. As amostras de solo foram caracterizadas física e quimicamente e parte delas utilizada para a montagem dos ensaios de curto prazo. Os tratamentos corresponderam à combinação dos 9 sítios, 2 doses de N (0 e 100 mg N kg solo<sup>-1</sup>) e três temperaturas (20, 25 e 30°C) de avaliação. A RMS determinada após 10 dias de incubação foi utilizada para estimar os valores de  $Q_{10}$  através de parâmetros obtidos pelo modelo de van't Hoff. Os resultados indicaram que a produção de CO<sub>2</sub> microbiano foi dependente da temperatura e independente da adição de N no solo. Nas três temperaturas avaliadas, os solos com maior teor de argila (S1, S2, S3, S4, S5 e S6) apresentaram maior valor de RMS do que solos menos argilosos (S7, S8 e S9). Os sítios apresentaram valores de  $Q_{10}$  distintos, sendo que, em geral, na ausência de N a RMS menos argilosos foi mais sensível ao aumento de temperatura do que a RMS mais argilosos mas com adição de N essa relação não foi observada. O efeito da adição de N no aumento ou redução da sensibilidade da RMS à temperatura não pode ser generalizada e cada ecossistema deve ser avaliado de forma individualizada. Em função dos aumentos de temperatura e das entradas de N nos solos previstos é esperado que os resultados deste trabalho sejam utilizados como referência para pesquisas futuras realizadas no bioma Cerrado brasileiro.

Palavras-chave: alterações climáticas; deposição de N; atividade microbiana do solo; modelo de van't Hoff; ecossistemas naturais; solo tropical.

<sup>5</sup> Comitê Orientador: Beno Wendling - UFU (orientador); Adão de Siqueira Ferreira (co-orientador) – UFU.

## ABSTRACT

OLIVEIRA, SUELEN MARTINS DE. **Sensitivity of microbial respiration and  $Q_{10}$  to the addition of nitrogen in different soil texture classes in the Cerrado biome.** 2019. 125p. Thesis (Doctorate in Agronomy) – Federal University of Uberlândia; Uberlândia – MG<sup>6</sup>.

The microbial soil respiration (RMS) is a key indicator used to evaluate soil organic matter transformation processes and nutrient cycling in many ecosystems. Hence, this study aimed to evaluate the RMS response and sensitivity of the microbiota to the temperature ( $Q_{10}$ ) and to the addition of nitrogen (N) in the soil. For this, soil samples were collected from different texture classes in nine natural ecosystems, here called sites (S1 to S9), belonging to the Cerrado biome, in the state of Minas Gerais, Brazil. The soil samples were characterized physically and chemically and part of them was used to mount the trials of short term. The treatments corresponded to the combination of 9 sites, 2 N doses (0 and 100 mg N kg soil<sup>-1</sup>) and three evaluation temperatures (20, 25 and 30°C). The RMS determined after 10 days of incubation was used to estimate the values of  $Q_{10}$  through parameters obtained by the van't Hoff model. The results indicated that the production of microbial CO<sub>2</sub> was temperature dependent and independent of the addition of N in the soil. At the three evaluated temperatures, the soils with the highest clay content (S1, S2, S3, S4, S5 and S6) presented higher RMS values than less clayey soils (S7, S8 and S9). The sites had different values of  $Q_{10}$ , and in general, in the absence of N, the less clayey RMS was more sensitive to the temperature increase than the more clayey RMS, but with the addition of N this relationship was not observed. The effect of the addition of N in increasing or reduction of sensitivity of RMS the temperature can not be generalized and each ecosystem should be evaluated particularly. Due to the increase in temperature of N in the predicted soils is expected the results of this work are used as reference for future research in the Brazilian Cerrado biome.

Keywords: climate change; N deposition; soil microbial activity; van't Hoff's model; natural ecosystems; tropical soil.

<sup>6</sup> Guidance Committee: Beno Wendling - UFU (Major Professor); Adão de Siqueira Ferreira – UFU.

## 1 INTRODUÇÃO

A respiração do solo é o segundo maior fluxo de carbono (C) entre os ecossistemas terrestres e a atmosfera, com cerca de 50-75 Pg de C emitidos a cada ano (RAICH; SCHLESINGER, 1992; SCHIMEL et al., 1994; SCHLESINGER; ANDREWS, 2000). A respiração microbiana do solo (RMS) contribui com mais de 50% desse fluxo e por isso é um indicador muito utilizado na avaliação da taxa de atividade microbiana e ciclagem do C e nutrientes em diferentes ecossistemas (BOND-LAMBERTY et al., 2004). A magnitude das emissões de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) indica a importância da RMS para o ciclo global do C, já que pequenas variações na taxa de respiração têm potencial de alterar a quantidade de CO<sub>2</sub> emitido para a atmosfera (KNORR et al., 2005). A temperatura e a disponibilidade de nutrientes são fatores que exercem forte influência na RMS (FANG et al., 2017; LI et al., 2017; RAICH; SCHLESINGER, 1992).

Em função do aquecimento global, cresce a preocupação sobre de que maneira o aumento da temperatura afetará a ciclagem do C armazenado nos solos (ALLEN et al., 2018). A sensibilidade da respiração à temperatura é descrita como Q<sub>10</sub>, que é o fator pelo qual a produção do CO<sub>2</sub> aumenta quando há incremento de 10 °C na temperatura (COX et al., 2000; FANG; MONCRIEFF, 2001; HURSH et al., 2017). Embora esse índice tenha sido usado para descrever a sensibilidade à temperatura de vários processos químicos, neste estudo o Q<sub>10</sub> refere-se especificamente à sensibilidade da produção de CO<sub>2</sub> microbiano à temperatura. Um aumento exponencial da respiração em relação à temperatura é comumente aceito e amplamente utilizado para avaliar a fragilidade de ecossistemas naturais a mudanças ambientais globais (COX et al., 2000; FIERER et al., 2005; KARHU et al., 2014; RYAN; LAW, 2005).

A partir da Revolução Industrial, a intensificação das atividades antrópicas para produção de alimentos e energia tem acelerado a formação e deposição de formas reativas de nitrogênio (N) nos solos (SUN et al., 2014; VITOUSEK et al., 1997). O aumento dessa deposição é um problema ambiental, e está previsto acréscimo aproximado de 165 T de N atmosférico até 2050 (GALLOWAY et al. 2004, 2008; TIAN; NIU, 2015). A maior disponibilidade de N pode modificar os padrões de emissão de CO<sub>2</sub> e o potencial de sequestro de C por estimular a biomassa microbiana e o consumo extra de C do solo (ALLISON et al., 2008; BOBBINK et al., 2010). Por outro

lado, alguns estudos observaram redução ou nenhum efeito da adição de N sobre a RMS (COPELAND et al., 2012; RAMIREZ et al., 2010; TIAN; NIU, 2015; TU et al., 2009).

O solo contém três vezes mais C do que plantas e atmosfera somadas e por isso é considerado importante reservatório de C (JOBAGY; JACKSON, 2000; LEHMANN; KLEBER, 2015; SCHIMIDT et al., 2011). No cerrado, 46% dos solos são representados por Latossolos, que apesar das boas condições físicas do ponto de vista químico são altamente intemperizados, ácidos e pobres em nutrientes (FREITAS et al., 2000; HARIDASAN, 2001). Logo, a regulação dos diferentes ecossistemas naturais que constituem este bioma é dependente do conteúdo de material orgânico e da ciclagem de nutrientes mediada pelos microrganismos do solo (BUSTAMANTE et al., 2004; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; PAUL, 2007). A relação positiva existente entre a matéria orgânica e o teor de argila, e a influência da textura na umidade e temperatura do solo são relatadas na literatura (SUGIHARA et al., 2010; VINHAL-FREITAS et al. 2017; WEI et al., 2014). Os solos com menor conteúdo de argila geralmente têm maior porosidade o que facilita o fluxo de gases entre o solo e a atmosfera, enquanto nos solos com maior conteúdo de argila os estoques de C e a atividade microbiana também são maiores (COSTA, 2004; FERREIRA, 2010; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Assim, a textura do solo é fator importante que deve ser considerado nos estudos de avaliação dos efluxos de CO<sub>2</sub> dos solos.

Os principais estudos de avaliação da resposta da RMS e Q<sub>10</sub> à adição de N têm sido desenvolvidos em clima temperado e há poucos relatos em clima tropical (AREVALO et al., 2012; BEKKU et al., 2003; CHEN et al., 2010; CROSS; GRACE, 2010; CUSACK et al., 2010; HADDIX et al., 2011; JENKINS; ADAMS, 2011). Em função da difícil generalização do impacto da adição de N nos diferentes ecossistemas e à complexidade do ciclo deste elemento, investigações regionalizadas são importantes, até mesmo antes que seus efeitos ocorram ou aumentem de forma significativa (BOBBINK et al., 2010). Nesse sentido, os objetivos deste trabalho foram: (1) determinar a RMS sob diferentes condições de temperatura e adição de N; e (2) avaliar os efeitos da adição de N sobre os índices Q<sub>10</sub> em solos de sítios naturais do bioma Cerrado com diferentes classes texturais do solo.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Locais de amostragem

O estudo foi conduzido em amostras de solo de diferentes classes texturais em nove ecossistemas naturais do bioma Cerrado, em Minas Gerais. Os ecossistemas foram denominados de sítios (S) e enumerados de acordo com as classes texturais do solo (TABELA 1). Os sítios S1, S4 e S9 foram amostrados nos municípios de Iraí de Minas, Ituiutaba e Santa Vitória, respectivamente; sendo os demais (S2, S3, S5, S6, S7 e S8) em Uberlândia. O clima da região é classificado como “Aw” de acordo com Köppen (Sá Júnio et al., 2009), caracterizado como clima tropical com inverno seco (maio a outubro) e estação chuvosa no verão (novembro a abril). A precipitação média anual é de aproximadamente 1500 mm, predominante entre dezembro e fevereiro. A temperatura média anual varia de 18°C no inverno a 23°C no verão (SILVA et al., 2003). As principais características dos solos em cada sítio estão descritas na TABELA 1.

TABELA 4. Descrição dos diferentes ecossistemas naturais estudados no bioma Cerrado

| Sítio | Fitofisionomia        | Coordenadas Geográficas        | Granulometria (g kg <sup>-1</sup> ) |       |       | Classificação do Solo |                      |
|-------|-----------------------|--------------------------------|-------------------------------------|-------|-------|-----------------------|----------------------|
|       |                       |                                | Argila                              | Silte | Areia | Ordem                 | Textura <sup>1</sup> |
| S1    | Cerradão              | 47° 33' 57" O<br>19° 00' 24" S | 785                                 | 125   | 90    | Latossolo             | muito argilosa       |
| S2    | Floresta              | 48° 01' 01" O<br>19° 20' 37" S | 776                                 | 94    | 130   | Latossolo             | muito argilosa       |
| S3    | Cerrado stricto sensu | 48° 09' 22" O<br>19° 05' 25" S | 698                                 | 132   | 170   | Latossolo             | muito argilosa       |
| S4    | Floresta              | 49° 42' 56" O<br>18° 45' 07" S | 522                                 | 208   | 270   | Latossolo             | argilosa             |
| S5    | Floresta              | 48° 08' 12" O<br>19° 12' 54" S | 396                                 | 69    | 535   | Latossolo             | argilosa             |
| S6    | Floresta              | 48° 04' 31" O<br>18° 56' 15" S | 369                                 | 121   | 510   | Latossolo             | argilosa             |
| S7    | Cerradão              | 48° 04' 57" O<br>18° 57' 37" S | 367                                 | 72    | 561   | Latossolo             | argilosa             |
| S8    | Cerradão              | 48° 11' 49" O<br>19° 00' 29" S | 333                                 | 56    | 611   | Latossolo             | média                |
| S9    | Floresta              | 50° 01' 48" O<br>18° 52' 52" S | 147                                 | 42    | 811   | Neossolo              | arenosa              |

<sup>1</sup> Classificação de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2018).

As espécies vegetais encontradas em cada fitofisionomia são descritas a seguir. No Cerradão predominaram o *Stryphnodendron adstringens* (barbatimão), *Byrsonima coccolobifolia* (murici-rosa), *Qualea parviflora* (pau-terra), *Hymenaea*



*stigonocarpa*(jatobá), *Annona coriácea* (araticum); na fisionomia do tipo Floresta destacaram-se a *Genipa americana* (jenipapo), *Inga striata* (ingá banana), *Copaifera langsdorffii* (copaíba), *Myrcia fallax* (araçazinho), *Enterolobium contortisiliquum* (tamboril) e *Brosimum gaudichaudii* (amoreira do campo); e no Cerrado *sensu stricto* *Diospyros burchellii* (olho-de-boi), *Dalbergia miscolobium* (caviúna-do-cerrado), *Caryocar brasiliense* (pequi), *Hancornia speciosa* (mangaba), *Byrsonima verbascifolia* (murici).

## 2.2 Amostragem do solo

As amostras de solo em cada área de estudo foram coletadas em novembro de 2017 e abril de 2018, na profundidade de 0-5 cm do solo. Em cada área, cinco pontos foram amostrados aleatoriamente, espaçados por 50 m e georeferenciados (GPS Garmin®), totalizando 90 amostras (9 sítios × 2 coletas × 5 repetições). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos fechados e levadas para o laboratório. Uma parte do solo peneirado (< 2 mm) foi seca ao ar (TFSA) para determinação das características granulométrica e química. O restante do solo foi tamizado em peneira de 4 mm e, em seguida, as amostras foram armazenadas a 4°C até a montagem dos ensaios.

## 2.3 Propriedades dos solos

A análise textural foi determinada de acordo com o método da pipeta e a umidade gravimétrica conforme método padrão de secagem em estufa (TEIXEIRA et al, 2017). As análises químicas realizadas foram: pH em água (1:2,5); carbono orgânico total (COT) pelo método de oxidação do dicromato de potássio (Yeomans; Bremner, 1988); nitrogênio total (NT) pelo método de Kjeldahl (Black, 1965); fósforo (P) e potássio(K<sup>+</sup>) disponíveis, e alumínio (Al<sup>3+</sup>)conforme Tedesco et al. (1995). O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi extraído com sulfato de potássio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) pelo método irradiação-extração proposto por Ferreira et al. (1999). As diferenças na concentração de C extraído entre amostras irradiadas e não-irradiadas foram usadas para determinar o CBM (VANCE et al., 1987), usando o reagente s-difenilcarbazida para determinação do carbono com base na reação com dicromato de potássio (Cai et al., 2011) em espectrofotômetro a 540 nm. O nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) foi determinado de acordo com Vance et al. (1987) e a concentração de N no extrato estimada conforme o método de Kjeldahl (Black, 1965). Os resultados para CBM e NBM foram expressos em mg kg solo seco<sup>-1</sup>.

#### 2.4 Ensaio com adição de N em diferentes temperaturas

O ensaio de laboratório foi realizado em amostras de solo coletadas nos nove sítios, com adição e sem adição de nitrogênio (N), incubados sob três temperaturas. O experimento foi delineado considerando 9 sítios  $\times$  2 doses  $\times$  3 temperaturas e 5 repetições, totalizando 270 amostras. Prioritariamente à montagem dos testes de incubação, 100g de solo úmido foram adicionadas a frascos de vidro (500 mL) hermeticamente fechados, permanecendo em temperatura ambiente por um dia. Em seguida, a umidade do solo foi corrigida para 60% da capacidade de campo, o que segundo Vanhala et al. (2008) representa conteúdo de água adequado para avaliação da atividade respiratória microbiana. A correção da umidade ocorreu a partir da adição de água destilada e/ou alíquota de solução estoque correspondente a 100 mg N kg<sup>-1</sup> solo seco. As amostras controle receberam apenas água destilada. Imediatamente após as adições, as amostras foram incubadas a 20, 25 e 30°C  $\pm$  0,1°C, por 10 dias.

#### 2.5 Respiração microbiana do solo

A respiração microbiana do solo (RMS) foi estimada pela quantidade de CO<sub>2</sub> liberado após 3 e 7 dias de incubação das amostras, conforme descrito no item anterior. O método utilizado é descrito por Stotzky (1965), no qual um copo plástico (50 mL) contendo 10 mL de NaOH (1 M) foi colocado sobre o solo, com a função de capturar o CO<sub>2</sub> liberado na forma de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>. No dia da leitura (3º ou 7º dia), o hidróxido não convertido à carbonato foi titulado com HCl (0,5 M) após adição de 5mL de BaCl<sub>2</sub>(1M) e três gotas do indicador fenolftaleína (1%). A RMS acumulada foi expressa em  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo seco}^{-1}$  e sua taxa em  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo seco}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ .

#### 2.6 Sensibilidade da RMS à temperatura ( $Q_{10}$ )

Neste trabalho, a dependência da RMS à temperatura foi descrita pelo modelo exponencial de van't Hoff (1898). Essa equação foi aplicada para a taxa de RMS obtida em cada sítio com e sem adição de N. A equação do modelo é descrita por:

$$y = Be^{kT} \quad \text{Eq. 1}$$

onde  $y$  é a taxa de RMS ( $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo seco}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ),  $T$  é a temperatura de incubação do solo (°C),  $B$  e  $k$  são parâmetros de ajuste exponencial e referem-se à interceptação no

eixo y e à inclinação, respectivamente, da linha que descreve a relação respiração-temperatura. Para este modelo, o valor de  $Q_{10}$  é calculado a partir do valor de  $k$  obtido da Eq. 1 por:

$$Q_{10} = e^{10k} \quad \text{Eq. 2}$$

### 2.7 *Análise estatística*

A RMS foi utilizada para verificar as respostas dos sítios naturais ao aumento de temperatura e adição de N no solo, usando diferentes procedimentos estatísticos. Neste trabalho, para as propriedades químicas e microbianas dos solos apenas os sítios foram considerados como fonte de variação; e para a RMS foram considerados os sítios (9), doses (2) e temperatura (3), bem como suas interações. As propriedades químicas e microbianas do solo foram submetidas à ANOVA e teste de Scott Knott a 5%. Os valores de RMS acumulada de 10 dias foram usados para verificar diferenças entre os sítios nas três temperaturas de incubação; e entre os sítios comparando os tratamentos controle e com adição de N, seguidos por ANOVA e teste de Scott Knott a 5%.

Para cada sítio, a taxa de RMS foi usada para testar o modelo de van't Hoff (1898) com relação a diferentes temperaturas com adição e sem adição de N; e a significância dos parâmetros  $B$  e  $k$  da equação foram testados com o programa SigmaPlot 12.0 (Systat Software, In., San Jose, CA, USA) 10 e 5% de significância, respectivamente. Em seguida, os valores de  $Q_{10}$  foram submetidos à ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Scott Knott (5%). As ANOVAS foram realizadas com auxílio do programa SISVAR (FERREIRA, 2011).

Os indicadores físico-químicos, microbianos do solo e os valores de  $Q_{10}$  foram relacionados através da correlação de Pearson ( $r$ ) e seus coeficientes testados pelo teste t-Student a 1 e 5% de significância por meio do programa SPSS 20.0 (SPSS, 2011). Os gráficos foram gerados no SigmaPlot 12.0 (Systat Software, In., San Jose, CA, USA).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este estudo avaliou a resposta da RMS à adição de N em diferentes temperaturas e determinou os índices de sensibilidade à temperatura ( $Q_{10}$ ) da microbiota do solo em sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo. Na literatura, existem muitos trabalhos sobre o efeito da temperatura e deposição de N na respiração do solo, sobretudo em florestas de clima temperado (CONANT et al., 2011; FANG et al., 2017; HAMDI et al., 2013; MO et. al. 2008). Entretanto, para os ecossistemas naturais do Cerrado brasileiro este é o primeiro estudo que busca avaliar o efeito combinado do aumento de temperatura e da entrada de N nos solos.

#### 3.1 Propriedades dos solos

Os solos dos sítios estudados pertencem a diferentes classes texturais e, por isso, foram listados conforme decréscimo do teor de argila (TABELA 1). Os ecossistemas avaliados apresentaram diferenças quanto às propriedades químicas e microbianas dos solos (TABELA 2).

TABELA 2. Propriedades químicas e microbianas do solo em sítios naturais do bioma Cerrado sob diferentes classes texturais do solo na profundidade de 0-5 cm

| Propriedade <sup>1</sup>                               | S1 <sup>2</sup> | S2     | S3     | S4      | S5     | S6     | S7     | S8     | S9     |
|--|-----------------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|
| pH água (1:2,5)  | 4,8 c           | 4,4 d  | 4,9 c  | 5,5 a   | 4,5 d  | 4,9 c  | 4,5 d  | 4,8 c  | 5,1 b  |
| COT (g kg <sup>-1</sup> )                              | 33,7 b          | 45,7 a | 33,4 b | 29,6 c  | 44,6 a | 34,8 b | 23,5 d | 27,4 c | 13,7 e |
| NT (g kg <sup>-1</sup> )                               | 3,2 b           | 3,5 a  | 2,1 c  | 3,0 b   | 2,9 b  | 2,2 c  | 1,4 d  | 1,4 d  | 1,1 d  |
| CBM (mg kg <sup>-1</sup> )                             | 569 b           | 693 a  | 352 d  | 452 c   | 460 c  | 406 d  | 381 d  | 404 d  | 172 e  |
| NBM (mg kg <sup>-1</sup> )                             | 73,0 a          | 41,5 b | 44,5 b | 51,4 b  | 26,5 c | 36,2 b | 38,6 b | 37,8 b | 25,4 c |
| P (mg kg <sup>-1</sup> )                               | 0,8 c           | 1,2 c  | 0,8 c  | 29,2 a  | 1,6 c  | 1,5 c  | 1,2 c  | 2,3 c  | 6,0 b  |
| K <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )                  | 76,5 b          | 70,6 b | 52,6 c | 322,4 a | 63,7 c | 82,0 b | 60,1 c | 57,9 c | 44,5 c |
| Al <sup>+3</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) | 1,2 b           | 1,6 a  | 1,3 b  | 0,1 d   | 1,1 b  | 0,7 c  | 1,0 b  | 1,3 b  | 0,3 d  |
| C/N  | 11 d            | 13 c   | 16 b   | 10 d    | 15b    | 17 b   | 17 b   | 20 a   | 13 c   |

<sup>1</sup> COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; CBM: carbono da biomassa microbiana; NBM: nitrogênio da biomassa microbiana; P: fósforo disponível; K<sup>+</sup>: potássio disponível; Al<sup>3+</sup>: alumínio trocável; C/N: relação carbono/nitrogênio. <sup>2</sup> Sítios de diferentes classes texturais: S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. Os valores da tabela representam as médias (n=5) de cada propriedade. Letras iguais dentro de cada propriedade não diferem entre si pelo teste de Scott Knott a 5% de significância.

Os valores de pH variaram de 4,4 a 5,5, sendo que valores mais altos de pH e menor concentração de Al<sup>3+</sup> foram observados nos sítios S4 e S9. O sítio S4 também

apresentou teores mais elevados de P e K, quando comparado com os demais sítios. No cerrado há predomínio de solos antigos, altamente intemperizados e ácidos, com baixa disponibilidade de nutrientes, principalmente de P (HARIDASAN, 2001; MENDES et al., 2012). Entretanto, S4 diferiu desses padrões, apresentando valor de pH semelhante ao de áreas cultivadas no cerrado, conforme relatado nos estudos de Vinhal-Freitas et al. (2017) e Espíndola et al. (2018). O valor de pH menos ácido pode ter contribuído para o aumento da concentração do P na solução do solo, já que quanto mais baixo o pH mais P permanece sorvido nas argilas e óxidos de Fe e Al (CLEVELAND et al., 2002; SYLVIA et al., 1999). Considerando-se que parte dos nutrientes presentes nos solos tem origem primária na rocha intemperizada (Walker; Syers, 1976), o teor expressivo de P e K sugere que o material de origem do solo deste sítio seja mais rico em nutrientes e diferente dos demais, conforme constatado por suas melhores propriedades químicas (TABELA 2). O sítio S9 é um Neossolo Quartzarênico, tipo de solo naturalmente pobre em nutrientes e com baixo teor de argila (TABELA 1). Dessa forma, a maior concentração de P disponível em solução pode estar associada à menor adsorção de P ao solo (NOVAIS et al. 2007). Em estudo anterior neste mesmo solo, Bittar et al. (2013) encontraram a mesma concentração de P relatada neste trabalho.

Os resultados também mostraram que as concentrações de COT dos solos dependem da classe textural do mesmo. Em geral, o teor de COT foi superior nos solos com maior teor de argila, tendo os solos de textura muito argilosa (S1, S2 e S3) e argilosa (S4 a S7) apresentado, em média, valores iguais a 37,6 e 33,1 g C kg<sup>-1</sup> solo respectivamente. Estes valores superaram aqueles encontrados para os solos de textura média (S8 = 27,4g C kg<sup>-1</sup>) e arenosa (S9 = 13,7g C kg<sup>-1</sup>). Assim como para o COT, maior concentração de NT e CBM foram encontradas em S2 que é de textura muito argilosa. À medida que o material orgânico vai sendo decomposto formas mais estáveis de C são formadas, principalmente devido à associação com as argilas do solo, formando complexos húmico-minerais menos suscetíveis à ação microbiana. Isso explica porque solos com alto teor de argila apresentam maior estoque de matéria orgânica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; WEI et al., 2014). Conforme esperado, solos com maior conteúdo de material orgânico geralmente possuem mais NT e CBM.

Em oposição, o sítio S9, que pertence à classe textural arenosa, em geral apresentou menores valores das propriedades avaliadas (TABELA 2), principalmente àquelas relacionadas ao teor de matéria orgânica como COT, NT e os indicadores microbianos CBM e NBM. Com o decréscimo do teor de argila a porosidade do solo

aumenta e o processo de decomposição da matéria orgânica é acelerado (DILUSTRO et al., 2005; FERREIRA, 2010). Além disso, a taxa de infiltração de água também é maior, promovendo o carreamento de nutrientes para fora do sistema.

A relação C/N do solo nos permite inferir sobre a evolução da matéria orgânica do mesmo, a intensidade da atividade biológica e a disponibilidade de N ao longo do tempo (NOVAIS et al. 2007; RAIJ, 1983). Em geral, os sítios apresentaram valores de relação C/N abaixo de 20 (TABELA 2), mostrando que os ecossistemas naturais não são limitados em N, cujos valores variaram de 1,1 a 3,5 g kg<sup>-1</sup> solo.

### *3.2 Respiração microbiana do solo e temperatura*

Os resultados obtidos no presente estudo são consistentes com trabalhos anteriores, os quais relataram a sensibilidade da RMS ao aumento de temperatura e também a relação existente entre o tipo de textura do solo e a quantidade de CO<sub>2</sub> microbiano produzido. A resposta da RMS ao aumento de temperatura foi avaliada durante 10 dias de incubação (FIGURA 1). Os resultados indicam que os sítios responderam positivamente ao aumento de temperatura e que, em geral, esse aumento foi cerca de 50% entre 20 e 25°C e entre 25 e 30°C. Apesar de diferenças entre os sítios terem sido observadas para as três temperaturas, pode-se notar que a 25 e 30°C essas diferenças foram maiores. A temperatura é fator chave que controla diferentes processos ecológicos (CONANT et al., 2011; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; SCHIPPER et al., 2014). A temperatura ótima para que a RMS ocorra certamente é dependente do regime de temperatura do solo ao qual o microrganismo estava fisiologicamente adaptado no seu *habitat* natural (FANG et al., 2001). Em condições tropicais, como a temperatura média ambiente é próxima de 25°C, era esperado que os microrganismos estivessem mais adaptados à essa temperatura e que a 30°C a RMS fosse potencializada quanto ao uso dos recursos disponíveis no solo. Dessa forma, essa faixa de temperatura (25-30°C) contribuiu de forma significativa para a diferenciação da RMS entre os sítios.

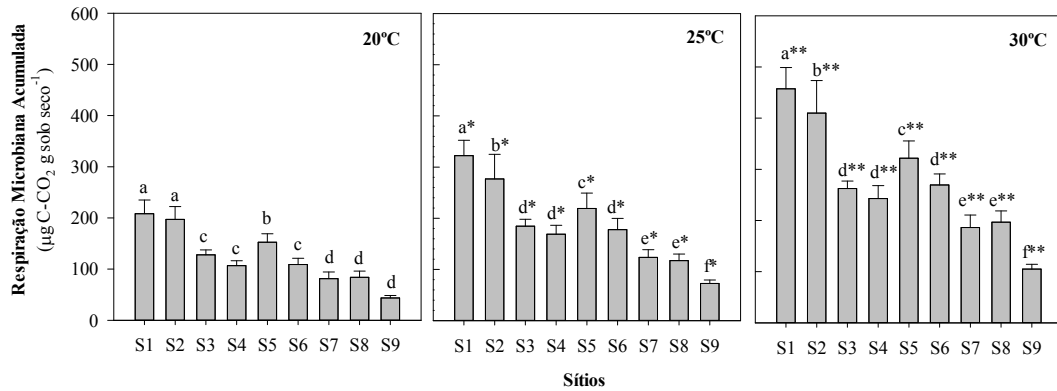


FIGURA 1. Respiração microbiana acumulada do solo (RMS) sob diferentes temperaturas (20, 25 e 30°C) em amostras de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo. As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. As letras iguais não indicam diferença significativa entre os sítios dentro de cada temperatura e os símbolos (\*, \*\*) representam diferenças significativas entre as temperaturas dentro do mesmo sítio por Scott Knott a 5% de significância, sendo que um asterisco (\*) refere-se à comparação entre as temperaturas de 20 e 25°C e dois asteriscos (\*\*) à comparação entre 25 e 30°C. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras.

Os valores de RMS acumulada variaram de 43 μg C-CO<sub>2</sub> g solo seco<sup>-1</sup> (S9, 20°C) a 474 μg C-CO<sub>2</sub> g solo seco<sup>-1</sup> (S1, 30°C) (FIGURA 1). Independentemente da temperatura, pode-se observar maior produção de CO<sub>2</sub> nos sítios S1, S2 e S5, que são mais argilosos do que S7, S8 e S9. É possível observar, com base na Tabela 2, que os resultados de RMS acumulada acompanharam o teor de COT dos solos. Segundo Jiang et al. (2015) em ecossistemas mais ricos em C pode-se encontrar maior diversidade de comunidades microbianas com diferentes eficiências no uso de substratos de C do que em solos com disponibilidade limitada. Em estudo realizado comparando cerrado natural com diferentes usos da terra sob texturas contrastantes, Vinhal-Freitas et al. (2013) relataram resultado semelhante ao encontrado neste trabalho e Espíndola et al. (2018) também obtiveram maior fluxo de CO<sub>2</sub> com incrementos de temperatura.

A literatura relata que as diferentes fitofisionomias do bioma Cerrado possuem qualidade e quantidade da serapilheira proporcionais à composição das espécies das comunidades vegetais, ficando mais complexa à medida que se aumenta a diversidade (FRANCO et al., 2005; KOZOVITS et al., 2007; MENDES et al., 2012; RIBEIRO; WLATER, 1998). Logo, espera-se que fisionomias vegetais do tipo Floresta, Cerradão e Cerrado *sensu stricto*, nesta ordem, apresentem diferenças significativas nas propriedades químicas do solo e que elas sejam refletidas, principalmente, nos indicadores microbianos. Embora não seja foco deste capítulo, observou-se claramente

que os indicadores microbianos gerais e específicos do solo avaliados estão mais associados às classes texturais do solo do que aos tipos de fitofisionomias. Assim, é possível comparar as fitofisionomias dentro da mesma classe textural. Na textura muito argilosa, o Cerradão (S1) e a Floresta (S2) tiveram maior valor de RMS que o Cerrado *sensu stricto* (S3); enquanto na classe argilosa a fitofisionomia de Floresta (S4, S5 e S6) superaram o Cerradão (S7) (FIGURA 1).

O valor de RMS acumulada de cada sítio foi usado para avaliar a resposta dos microrganismos do solo à adição de N (FIGURA 2). Existe contradição na literatura sobre se existe efeito ou não da fertilização com N na respiração do solo e se esse efeito é positivo ou negativo (GAO et al., 2014; JANSSENS et al., 2010). É possível observar em cada temperatura, que a adição de N reduziu as diferenças na RMS acumulada entre os sítios comparados a seus respectivos controles de forma que as diferenças entre os sítios ficassem menos evidentes. Isso pode ter ocorrido devido à destinação do N adicionado, que junto com o C pode ter sido direcionado prioritariamente para produção de biomassa microbiana e não para a decomposição de matéria orgânica (CRAINE et al., 2007; MEYER et al., 2018a). Assim, com o intuito de identificar diferenças entre ecossistemas, ensaios sem adição de N são mais recomendados.

Em todos os sítios, não foram encontradas diferenças significativas na RMS acumulada entre os tratamentos com e sem adição de N, independente da temperatura (FIGURA 2). A ausência de resposta na RMS pode ser explicada por muitos fatores e um deles é que talvez o N não tenha sido o nutriente mais limitante para os ecossistemas avaliados e sim o P, cujos teores são naturalmente baixos para a maioria dos solos do Cerrado. Por outro lado, alguns autores defendem que a adição de N pode alterar a atividade ou expressão de enzimas envolvidas na decomposição de compostos orgânicos mais recalcitrantes como a fenol oxidase e peroxidases (De-Forest et al., 2004 ; FREY et al., 2004). Sinsabaug et al. (2005), por exemplo, encontraram redução da quantidade de enzimas responsáveis pela decomposição de compostos recalcitrantes com adição de N e Sims (2006) relatou que a fertilização com N reduziu a degradação do N heterocíclico.



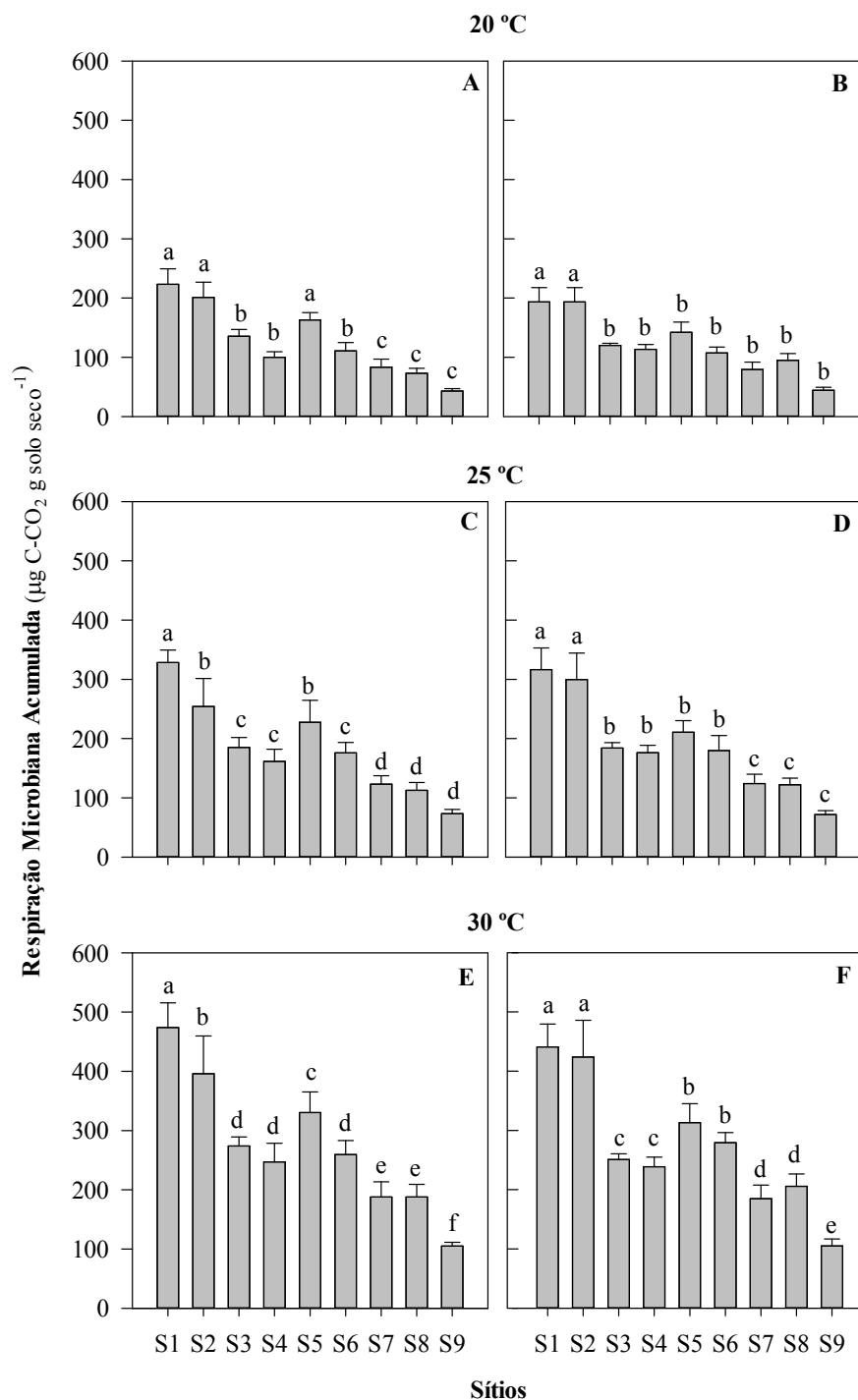


FIGURA2. Respiração microbiana acumulada do solo (RMS) com e sem adição de N sob diferentes temperaturas (20, 25 e 30°C) em amostras de solo de sítios naturais do bioma Cerrado sob diferentes classes texturais do solo. As figuras à esquerda (A, C e E) e à direita (B, D e F) correspondem a 0 e 100 mg N kg solo seco<sup>-1</sup>, respectivamente. As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. As letras iguais não indicam diferenças significativas entre os sítios em cada dose de N conforme teste de Scott Knott a 5%. Em cada sítio, a comparação entre as doses de N não apresentou diferenças significativas. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras.

Existem algumas pesquisas desenvolvidas a campo com foco no impacto da adição de N na decomposição da serapilheira e biodiversidade de plantas (BOBBINK et al., 2010; BUCCI et al., 2007; KOZOVITS et al., 2007; VITOUSEK et al., 2010). A dosagem utilizada nesses trabalhos comumente envolve a quantidade de N utilizada neste estudo ( $\sim 50 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), porém geralmente essa adição é diluída ao longo de um ano. Dessa forma, se extrapolarmos nossos resultados e nos restringirmos apenas ao efeito dessa quantidade de N na RMS, alterações no fluxo de  $\text{CO}_2$  são pouco prováveis. Entretanto, essa informação deve ser utilizada com cuidado, pois a campo as interações entre solo-planta-microbiota-ambiente podem alterar significativamente os resultados obtidos. Por isso, mais estudos de laboratório e de campo são necessários, sobretudo em solos tropicais do bioma Cerrado para confirmar nossos resultados e gerar maior número de informações que possam ser utilizadas de forma comparativa.

### 3.3 Sensibilidade da RMS à temperatura ( $Q_{10}$ )

A sensibilidade da RMS à temperatura tem sido amplamente estudada e discutida, e por isso uma grande variedade de métodos de determinação e modelagens tem sido utilizados (BOND-LAMBERT; TOHOMSON, 2010; CONANT et al., 2011; CRAINE et al., 2010; DAVIDSON; JANSSENS, 2006; KIRSCHBAUM, 1995; RUSTAD et al., 2001). Neste estudo, a sensibilidade da RMS à temperatura ( $Q_{10}$ ) foi estimada em curto prazo, por meio da incubação de amostras de solo por 10 dias em três temperaturas (20, 25 e  $30^\circ\text{C}$ ), sem adição e com adição de N ( $100 \text{ mg kg}^{-1}$  solo). A modelagem da RMS à temperatura foi descrita pelo modelo de van't Hoff (Eq.1) (ANEXO A).

Os valores de  $B$  e  $k$  são parâmetros de ajuste da equação exponencial que descrevem a relação respiração-temperatura segundo o modelo de van't Hoff. O parâmetro  $B$  representa o índice de qualidade do C orgânico, que é suportado pela teoria "Qualidade do C-temperatura" proposta por Bosatta e Agren (1999). Segundo esses autores, essa teoria está baseada no princípio químico fundamental de que a sensibilidade de uma reação à temperatura é diretamente proporcional à energia de ativação ( $E_a$ ) necessária para que ela ocorra, conforme formulado por Arrhenius (STRYER, 1995). Assim, como as reações enzimáticas necessárias para metabolizar substratos orgânicos simples tem  $E_a$  menor que as reações necessárias para metabolizar substratos de C estruturalmente mais complexos e de baixa qualidade (Agren e

Bosatta, 2002), espera-se uma relação inversa entre a qualidade do C orgânico do solo ( $B$ ) e o  $Q_{10}(k)$ .

Na Tabela 3, observamos que, de modo geral, o modelo exponencial descreveu com precisão os dados obtidos para cada sítio ( $R^2 > 0,70$ ). O estudo de Vinhal-Freitas (2013), também desenvolvido no cerrado, indicou maior valor de  $R^2$  em solos de textura argiloso que média. No entanto, no presente trabalho essa tendência não foi observada. Espíndola et al. (2018) atribuíram os melhores ajustes do modelo para o cerrado nativo aos altos níveis de compostos orgânicos e biomassa do solo. Entretanto, com base nos resultados obtidos, acredita-se que o valor de ajuste dos modelos esteja mais relacionado à variabilidade natural das amostras de solo coletadas do que ligado a fatores ambientais, como tipo de textura e disponibilidade de substratos.

TABELA 3. Parâmetros da relação exponencial entre a respiração microbiana do solo e temperatura em solos de sítios naturais do bioma Cerrado sob diferentes classes texturais do solo

| Sítio <sup>1</sup> | Dose N<br>(mg kg <sup>-1</sup> ) | Modelo de van' Hoff |          |        |          | R <sup>2</sup> |
|--------------------|----------------------------------|---------------------|----------|--------|----------|----------------|
|                    |                                  | $B$                 | $p(B)$   | $k$    | $p(k)$   |                |
| S1                 | 0                                | 5,02                | 0,0051   | 0,0749 | < 0,0001 | 0,81           |
|                    | 100                              | 4,27                | 0,0159   | 0,0782 | < 0,0001 | 0,77           |
| S2                 | 0                                | 4,42                | 0,0997   | 0,0726 | 0,0037   | 0,52           |
|                    | 100                              | 4,14                | 0,0845   | 0,0778 | 0,0015   | 0,59           |
| S3                 | 0                                | 3,11                | 0,0013   | 0,0709 | < 0,0001 | 0,85           |
|                    | 100                              | 3,01                | < 0,0001 | 0,0723 | < 0,0001 | 0,93           |
| S4                 | 0                                | 1,73                | 0,0477   | 0,0887 | < 0,0001 | 0,73           |
|                    | 100                              | 2,86                | 0,0012   | 0,0711 | < 0,0001 | 0,85           |
| S5                 | 0                                | 3,85                | 0,0304   | 0,0715 | 0,0004   | 0,66           |
|                    | 100                              | 2,92                | 0,0154   | 0,0790 | < 0,0001 | 0,77           |
| S6                 | 0                                | 2,39                | 0,0315   | 0,0786 | 0,0002   | 0,71           |
|                    | 100                              | 1,70                | 0,0125   | 0,0935 | < 0,0001 | 0,85           |
| S7                 | 0                                | 1,60                | 0,0577   | 0,0820 | 0,0004   | 0,70           |
|                    | 100                              | 1,53                | 0,0494   | 0,0831 | 0,0002   | 0,70           |
| S8                 | 0                                | 1,03                | 0,0403   | 0,0968 | < 0,0001 | 0,79           |
|                    | 100                              | 1,61                | 0,0223   | 0,0843 | < 0,0001 | 0,76           |
| S9                 | 0                                | 0,85                | 0,0042   | 0,0844 | < 0,0001 | 0,86           |
|                    | 100                              | 0,87                | 0,0219   | 0,0834 | < 0,0001 | 0,77           |

<sup>1</sup> As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa.  $B$ ,  $k$  são parâmetros da equação de van't Hoff, e suas probabilidades "p" a 10 e 1% de significância.  $R^2$ : coeficiente de determinação.

Os resultados obtidos indicaram a existência de uma relação inversa entre os parâmetros  $B$  e  $k$  (TABELA 3). Essa inversão também foi confirmada nos trabalhos de Fierer et al. (2005 e 2006) e Reichstein et al. (2005). Os solos com maior valor de  $B$  apresentaram menor valor de  $k$  (S1 a S6 – solos mais argilosos) assim como os solos

com maior valor de  $k$  apresentaram menor valor de  $B$  (S7, S8 e S9 – solos menos argilosos). Esses resultados sugerem que a qualidade e quantidade de C orgânico presente nos solos foram negativamente relacionados à sensibilidade da RMS à temperatura, ou seja, ao  $Q_{10}$  (BALOGH et al., 2011; CONAN et al., 2011; FIERER et al., 2006; HAMDÍ et al., 2013).

Ao contrário da RMS, que nos mostra valores absolutos de respiração, o valor de  $Q_{10}$  é uma medida cinética da sensibilidade da taxa de bioprocessos ocorridos durante a decomposição da MOS à temperatura. Os valores de  $Q_{10}$  foram obtidos a partir do parâmetro  $k$  (Eq. 2). Na Figura 3 pode-se observar que os valores de  $Q_{10}$  variaram de 1,98 a 2,63. Em adição, notou-se diferenças significativas entre os sítios com maior valor de  $Q_{10}$  em S4 e nos solos menos argilosos S7, S8 e S9 (FIGURA 3A). A teoria da “Qualidade C-temperatura” de Bosatta e Agren (1999) e da termoadaptação proposta por Fierer et al. (2006) podem explicar esses resultados. É importante ressaltar que o termo “qualidade do C” refere-se à fração do C mais disponível e “quantidade de C” é medida quantitativa. No presente trabalho, considerou-se solos com melhor qualidade de C, àqueles que têm maior qualidade, quantidade e/ou disponibilidade de C orgânico (BALOGH et al., 2011; HAMDÍ et al., 2013).

A relação inversa entre a  $B$  e  $Q_{10}$  sugere que a RMS dos solos com menor qualidade do C orgânico é mais sensível à temperatura (maior  $Q_{10}$ ) do que a RMS dos solos com C orgânico mais abundante (menor  $Q_{10}$ ). Assim, era esperado que os solos dos sítios S4, S7, S8 e S9, que possuem menor quantidade de COT (TABELA 2), apresentassem maior valor de  $Q_{10}$  (FIGURA 3). Em adição, observou-se que principalmente os sítios S7 e S8 possuem valor de relação C/N numericamente maior que os demais sítios indicando a presença de matéria orgânica estruturalmente mais complexa e de menor qualidade, ou seja, mais recalcitrante. Isso, quer dizer que maior  $E_a$  é necessária para decompor esses substratos e, por isso, esses sítios apresentaram maior fragilidade da RMS ao aumento de temperatura, quando comparado aos demais sítios (AGREN; BOSATTA, 2002; BOSATT; AGREN, 1999; CONANT et al., 2008; Xu et al., 2010 e 2012).

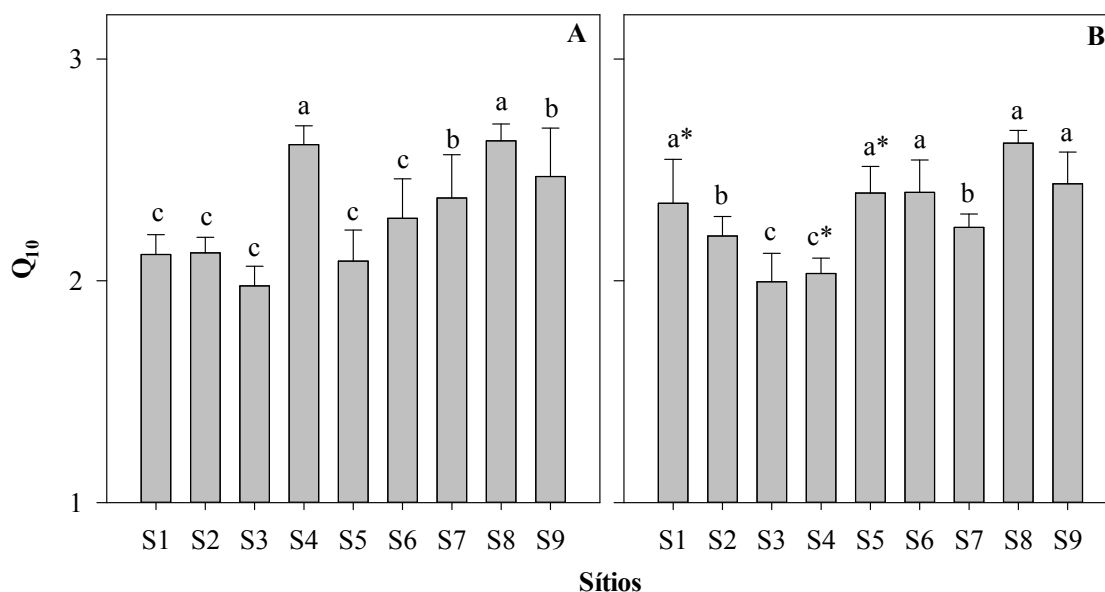


FIGURA 3. Índice  $Q_{10}$  de 10 dias de incubação obtido por van't Hoff em tratamentos controle (A) e com adição de N (B), em solos de sítios naturais do bioma Cerrado sob diferentes classes texturais do solo. As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa. As letras iguais não indicam diferenças significativas entre os sítios em cada dose de N (0 e 100 mg N kg solo seco<sup>-1</sup>) e o símbolo (\*) representa diferenças significativas entre as doses de N em cada sítio, conforme teste de Scott Knott a 5%. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras.

O sítio S4, pertencente à classe argilosa, parece ter o seu valor de  $Q_{10}$  melhor explicado pela quantidade e disponibilidade de C presente no solo. Conforme hipótese sugerida, acredita-se que o solo deste sítio seja diferente dos demais, devido a suas melhores propriedades físico-químicas oriundas do material de origem diferenciado, talvez com maior percentual de argila de atividade alta (tipo 2:1). Dessa forma, embora S4 tenha apresentado concentração de COT igual a S8 e relação C/N igual a 10, que é numericamente menor que dos outros sítios, a menor disponibilidade do C pode ter contribuído para o maior valor de  $Q_{10}$ . Segundo Fierer et al. (2005), ainda que a relação C/N seja frequentemente usada para estimar a qualidade do C a longo prazo, esse índice não é bom preditor da disponibilidade do C orgânico em solos minerais, sendo a taxa de RMS um método mais preciso para estimar a disponibilidade de substratos a microrganismos do solo (ROBERTSON; PAUL, 2000).

A taxa de decomposição enzimática da matéria orgânica é determinada pela interação substrato-enzima (HAMDI et al. 2013). Assim, no solo do sítio S4 a maior estabilização, adsorção e/ou proteção físico-química do C orgânico pode ter refletido na baixa disponibilidade de C sujeito à ação microbiana, o que refletiu em um maior valor

de  $Q_{10}$  (CONAN et al., 2011; CUSAK, 2010; DAVIDSON et al., 2012; HAMDI et al., 2013; VON LUTZOW et al., 2007). Em estudo realizado por Liu et al. (2016), os autores relataram que o C disponível explicou até 79% das variações de  $Q_{10}$ . Craine et al. (2010) também notaram que solos com alto teor de C e de C mais lábil eram menos sensíveis à mudanças de temperatura do que solos com C mais recalcitrante.

A termoadaptação dos microrganismos ao ecossistema ao qual pertencem é outro ponto que deve ser considerado. Os solos com maior teor de argila (S1 a S6), exceto S4, exibiram menor  $Q_{10}$  porque as comunidades microbianas estavam adaptadas a melhores condições de umidade e temperaturas mais amenas do que àquelas adaptadas a temperaturas mais altas presentes nos solos menos argilosos. Os solos argilosos são caracterizados pelo maior percentual de microporos refletidos na alta capacidade de armazenamento de água em relação aos solos menos argilosos. Além disso, devido à menor macroporosidade, as oscilações térmicas são menores e o microclima do solo mais ameno (FERREIRA, 2010). Portanto, é esperado que comunidades adaptadas a temperaturas mais quentes (S7, S8 e S9) sob temperatura média mais alta, sejam mais sensíveis à temperatura (maior  $Q_{10}$ ) do que àquelas adaptadas a temperaturas mais baixas (menor  $Q_{10}$ ). Essa teoria é confirmada pela correlação positiva entre a temperatura e o  $Q_{10}$  encontrada por Fierer et al. (2006).

A adição de N alterou as diferenças no valor de  $Q_{10}$  entre os sítios estudados (FIGURA 3). Enquanto no controle (FIGURA 3A) apenas quatro sítios (S4, S7, S8 e S9) apresentaram maiores valores de  $Q_{10}$  com adição de N esse número aumentou para sete sítios (S1, S2, S5, S6, S7, S8 e S9) (FIGURA 3B). Entretanto, observou-se que tanto no controle quanto na adição de N, S3 e o grupo formado por S7, S8 e S9 não tiveram suas fragilidades alteradas em relação aos demais sítios; apresentando menor e maior sensibilidade da RMS ao aumento de temperatura, respectivamente. O maior número de sítios que apresentaram valor de  $Q_{10}$  mais alto pode estar relacionado à menor taxa de decomposição da matéria orgânica do solo quando N foi adicionado.

Para os sítios S1, S2, S5, S6, S7, S8 e S9 os maiores valores de  $Q_{10}$  encontrados podem ter sido obtidos por vários motivos, um deles é a limitação microbiana por P, o segundo pode estar relacionado à supressão da RMS com a entrada de N no solo e terceiro à menor disponibilidade de C no solo. Alguns autores defendem que a adição de N pode direcionar o C disponível para biomassa microbiana, o que justifica taxas de decomposição da MOS reduzidas, e conseqüentemente, maiores valores de  $Q_{10}$  (CRAINE et al. 2007; MEYER et al., 2018). Por outro lado, os sítios S3 e S4

apresentam menor sensibilidade da RMS à temperatura (FIGURA 3B). Em S4, com adição de N, o alto teor de P disponível no solo pode não ter limitado a decomposição da MOS, justificando assim, o menor valor de  $Q_{10}$  encontrado para este sítio.

Em relação ao controle, a adição de N aumentou o valor de  $Q_{10}$  dos sítios S1 e S5 e reduziu o valor de S4 (FIGURA 3). Conforme explicação anterior, a adição de N pode ter aumentado a fragilidade da RMS à temperatura nos sítios S1 e S5, devido à redução na decomposição da MOS e direcionamento do C disponível para a produção de biomassa microbiana ou então devido à limitação microbiana por P. Por outro lado, S4 teve sua fragilidade reduzida possivelmente pelo favorecimento do processo de decomposição da MOS devido à não-limitação de P.

Neste estudo, os valores de  $Q_{10}$  foram estimados através da incubação de amostras de solo por um período de 10 dias em três temperaturas distintas. Na literatura, existem muitos trabalhos relatando valores de  $Q_{10}$  obtidos em diferentes ecossistemas (BOND-LAMBERT; TOHOMSON, 2010; CONANT et al., 2011; CRAINE et al., 2010; DAVIDSON; JANSSENS, 2006; KIRSCHBAUM, 1995; MEYER et al., 2018b; RUSTAD et al., 2001). Nesse sentido, comparações quantitativas de valores de  $Q_{10}$  são pouco úteis tendo em vista as diferentes condições de execução de cada ensaio (tempo de incubação, seleção de temperaturas, método de quantificação da respiração, determinação em campo ou laboratório, ecossistemas etc.). Entretanto, apesar dos tempos de incubação distintos, o valor de  $Q_{10}$  médio de 2,3 aqui encontrado (sem adição de N) é consistente com o valor de 2,5 encontrado por Espíndola et al. (2018), determinado em condições semelhantes para a mesma região. Hamdi et al. (2013), em sua metanálise encontrou valor médio de  $Q_{10}$  de 2,5 para florestas e Raicha e Schlesinger (1992) de 2,4 em diferentes ecossistemas terrestres.

Considerando-se a mesma classe textural, não foi possível estabelecer relação entre os tipos de fitofisionomias e os valores de  $Q_{10}$ . Fierer et al. (2006), ao agrupar 77 solos dentro de categorias gerais de vegetação também não encontraram diferenças significativas entre as médias de  $Q_{10}$ .

### *3.4 Correlação entre $Q_{10}$ e as propriedades dos solos*

A correlação de Pearson foi calculada entre os indicadores químicos e microbianos de qualidade do solo e também os valores de  $Q_{10}$  usando o teste t-Student para validar os valores de “r” (ANEXO B). As principais correlações que envolvem o  $Q_{10}$  são apresentadas na Figura 4.

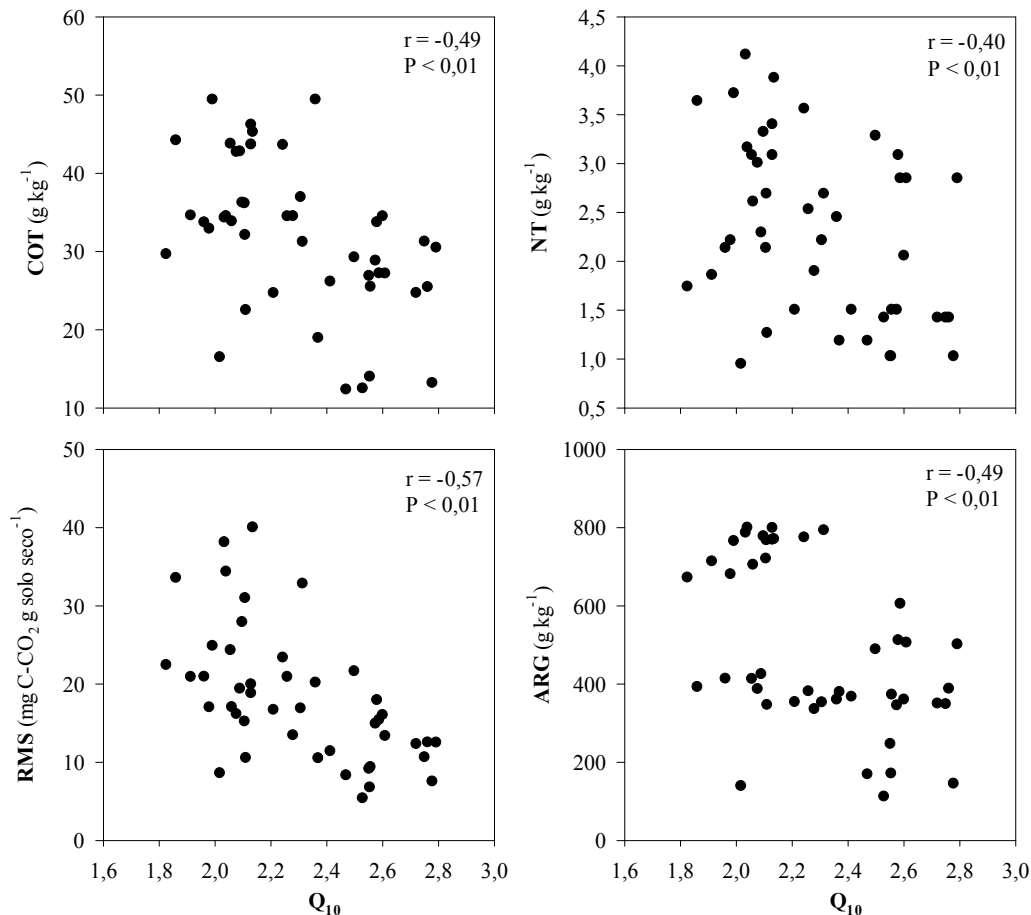


FIGURA 4. Análise de correlação de Person (r) entre o  $Q_{10}$  e indicadores de qualidade do solo de sítios naturais do bioma Cerrado (n=45). COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; RMS: respiração microbiana do solo; ARG: teor de argila.

O  $Q_{10}$  foi correlacionado negativamente com o COT (-0,49), NT (-0,40), RMS (0,57) e a ARG (0,49). A associação inversa existente entre o parâmetro  $B$  e o  $Q_{10}$  (discutido na seção 3.3) pode ser estendida à relação entre a RMS e o  $Q_{10}$ . Assim, solos que possuem MOS de melhor qualidade exibirão maior taxa de decomposição e conseqüentemente maior RMS será observada e menor valor de  $Q_{10}$ . Fierer et al. (2006) relataram terem encontrado correlação positiva entre o parâmetro  $B$  e a RMS (0,98). A correlação observada entre  $Q_{10}$  e NT induz a concluir que as entradas de N no solo poderiam reduzir a fragilidade da RMS dos ecossistemas ao aumento de temperatura. Entretanto, conforme observado, essa conclusão não pode ser generalizada para todos os tipos de ecossistemas naturais do bioma Cerrado.

Os resultados do presente trabalho indicaram que com aumento da temperatura os solos com maior teor de argila apresentaram maior produção de CO<sub>2</sub> em relação aos solos menos argilosos. Nesse sentido, o pensamento mais lógico é de que esses solos



contribuirão de forma significativa com as emissões de CO<sub>2</sub> em condições de aquecimento global. Entretanto, isso não é verdade, pois se observou que solos menos argilosos (S7, S8 e S9) têm taxas basais de RMS menor do que os solos mais argilosos (S1 a S6) (Figura 1); portanto, um considerável aumento (por serem mais sensíveis à temperatura) nesse pequeno nível basal pode representar uma quantidade absoluta de RMS menor do que um aumento menor em um nível basal maior, como ocorre nos solos mais argilosos (menos sensíveis à temperatura). Por outro lado é importante considerar que formas mais recalcitrantes de C orgânico certamente terão sua decomposição facilitada, o que pode contribuir com a emissão de CO<sub>2</sub> em maior ou menor escala relativa à taxa de RMS do período anterior ao aumento de temperatura.

## 4 CONCLUSÕES

Enquanto a RMS foi fortemente alterada pelo aumento da temperatura, sendo os maiores valores encontrados, de modo geral, para os solos mais argilosos; a adição de N não afetou a quantidade de CO<sub>2</sub> microbiano produzido. Em geral, na ausência de N a RMS menos argilosos foi mais sensível ao aumento de temperatura do que a RMS mais argilosos; mas com a adição de N essa relação não foi observada. O efeito da adição de N no aumento ou redução da sensibilidade da RMS à temperatura não pode ser generalizado e cada ecossistema deve ser avaliado de forma individualizada. Dessa forma, os resultados obtidos neste trabalho são importantes para melhorar nossa compreensão sobre o funcionamento microbiano dos solos de ecossistemas naturais do Cerrado e pode ser referência para pesquisas futuras, diante das mudanças ambientais globais previstas.

## REFERÊNCIAS

- AGREN, G. I.; BOSATTA, E. Reconciling differences in predictions of temperature response of soil organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 34, p. 129–132, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00156-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00156-0)
- ALLEN, M. R.; DUBE, O. P.; SOLECKI, W.; ARAGÓN-DURAND, F.; CRAMER, W.; HUMPHREYS, S.; KAINUMA, M.; KALA, J.; MAHOWALD, N.; MULUGETTA, Y.; PEREZ, R.; WAIRIU, M.; ZICKFELD, K. Framing and Context. *In: Global warming of 1.5°C*. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. *In: ASSON-DELMOTTE, V.; ZHAI, P.; O. PÖRTNER, H. O.; ROBERTS, D.; SKEA, J.; SHUKLA, P. R.; PIRANI, A.; MOUFOUMA-OKIA, W.; PÉAN, C.; PIDCOCK, R.; CONNORS, S.; MATTHEWS, J. B. R.; CHEN, Y.; ZHOU, X.; GOMIS, M.I.; LONNOY, E.; MAYCOCK, T.; TIGNOR, M.; WATERFIELD, T.* Geneva:(ed.) In Press, 2018. p. 48-83.
- ALLISON, S. D.; CZIMCZIK, C. I.; TRESEDER, K. K. Microbial activity and soil respiration under nitrogen addition in Alaskan boreal forest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, p. 1156–1168, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01549.x>
- AREVALO, C. B. M.; CHANG, S. X.; BHATTI, J. S.; SIDDEERS, D. Mineralization potential and temperature sensitivity of soil organic carbon under different land uses in the Parkland Region of Alberta, Canada. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 76, p. 241-248, 2012. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0126>
- BALOGH, J.; PINTÉR, K.; FÓTI, S.; CSERHALMI, D.; PAPP, M.; NAGY, Z. Dependence of soil respiration on soil moisture, clay content, soil organic matter, and CO<sub>2</sub> uptake in dry grasslands. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 1006-1013, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.017>
- BEKKU, Y. S.; NAKATSUBO T.; KUME, A.; ADACHI, M.; KOIZUMI, H. Effect of warming on the temperature dependence of soil respiration rate in arctic, temperate and tropical soils. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 22, p. 205-210, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00158-0)
- BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. S.; CORRÊA, G. F. Influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização do carbono de serapilheira de sítios do bioma cerrado sob condições de incubação. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, p. 1952-1960, 2013.
- BLACK, C. A. **Methods of Soil analysis**, Part I and II. Madison: (ed.) American Society Inc. Publishing, 1965, p. 770–779.
- 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.; DEVRIES, W. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 20, p. 30-59, 2010. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>

BOND-LAMBERTY, B.; WANG, C. K.; GOWER, S.T. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 1756-1766, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00816.x>

BOND-LAMBERTY, B.; THOMSON, A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. **Nature**, London, v. 464, p. 579-582, 2010. <https://doi.org/10.1038/nature08930>

BOSATTA, E.; AGREN G. I. Soil organic matter quality interpreted thermodynamically. **Soil Biology Biochemistry**, Elmsford, v. 31, p. 1889–1891, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00105-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00105-4)

BUCCI, S. J.; SCHOLZ, F. G.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F. C.; FRANCO, A. C.; CAMPANELLO, P. I.; VEGA, R. V.; BUSTAMANTE, M.; MIRALLES-WILHELM, F. Nutrient availability constrains the hydraulic architecture and water relations of savannah trees. **Plant, Cell and Environment**, Oxford, v. 29, p. 2153-2167, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2006.01591.x>

BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; MARTINELLI, L. A. Aspectos de ciclaje de nutrientes entre bosques amazónicos de terra firme y sabanas tropicales (Cerrado brasileiro). *In*: CABRERA, H.M. (ed) **Fisiología ecológica en Plantas: mecanismos y respuestas a estrés en los ecosistemas**. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Valparaíso, p. 189–206, 2004.

CAI, Y.; PENG, C.; QIU, S.; LI, Y.; GAO, Y. Dichromate digestion-spectrophotometric procedure for determination of soil microbial biomass carbon in association with fumigation-extraction. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 42, p. 2824–2834, 2011.

CHEN, X.; TANG, J.; JIANG, L.; LI, B.; CHEN, J.; FANG, C. Evaluating the impacts of incubation procedures on estimated  $Q_{10}$  values of soil respiration. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 42, p. 2282-2288, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.030>

CLEVELAND C. C.; TOWNSENDAR, A. R.; SCHMIDT, S. K. Phosphorus limitation of microbial processes in moist tropical forests: evidence from short-term laboratory incubations and field studies. **Ecosystems**, Oxford, v. 5, p. 680-691, 2002. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0202-9>

CONANT, R. T.; STEINWEG, J. M.; HADDIX, M. L.; PAUL, E. A.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Experimental warming shows that decomposition temperature sensitivity increases with soil organic matter recalcitrance. **Ecology**, Arizona, v. 89, p. 2384-2391, 2008. <https://doi.org/10.1890/08-0137.1>

CONANT, R. T.; RYAN, M. G.; AGREN, G. I.; BIRGE, H. E.; DAVIDSON, E. A.; ELIASSON, P. E.; EVANS, S. E.; FREY, S. D.; GIARDINA, C. P.; HOPKINS, F. M.; HYVONEN, R.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; LAVALLEE, J. M.; LEIFELD, J.; PARTON, W. J.; STEINWEG, J. M.; WALLENSTEIN, M. D.; WETTERSTEDT, J. A. M.; BRADFORD, M. A. Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, p. 3392-3404, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02496.x>

COPELAND, S. T. M. C.; BRUNA, E. M. M. B.; SILVA, L. A. V. B. A. S.; MACK, M. I. C. M.; VASCONCELOS, H. L. Short-term effects of elevated precipitation and nitrogen on soil fertility and plant growth in a Neotropical savanna. **Ecosphere**, Washington, DC, v. 3, p. 1–20. 2012. <https://doi.org/10.1890/ES11-00305.1>

COSTA, J. V. B. **Caracterização e constituição do solo**. Lisboa: (ed.) Fundação Calouste Gulbenkian, 2004, 527 p.

COX, P. M.; BETTS, R. A.; JONES, C. D.; SPALL, S. A.; TOTTERDELL, I. J.; Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. **Nature**, London, v. 408, p. 184–187, 2000. <https://doi.org/10.1038/35041539>

CRAINE, J. M.; MORROW, C.; FIERER, N. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. **Ecology**, Arizona, v. 88, P. 2105-2113, 2007. <https://doi.org/10.1890/06-1847.1>

CRAINE, J. M.; FIERER, N.; MCLAUHLAN, K. K. Widespread coupling between the rate and temperature sensitivity of organic matter decay RID D-4569-2009. **Nature: Geoscience**, London, v. 3, p. 854-857, 2010. <https://doi.org/10.1038/ngeo1009>

CROSS, A.; GRACE, J. The effect of warming on the CO<sub>2</sub> emissions of fresh and old organic soil from under a Sitka spruce plantation. **Geoderma**, New York, v. 157, p. 126-132, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.003>

CUSACK, D. F.; TORN, M. S.; MCDOWELL, W. H.; SILVER, W. L. The response of heterotrophic activity and carbon cycling to nitrogen additions and warming in two tropical soils. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 2555-2572, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02131.x>

DAVIDSON, E. A.; SAMANTA, S.; CARAMORI, S. S.; SAVAGE, K. The Dual Arrhenius and Michaelis-Menten kinetics model for decomposition of soil organic matter at hourly to seasonal time scales. **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, p. 371-384, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02546.x>

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, Oxford, v. 440, p. 165-173, 2006. <https://doi.org/10.1038/nature04514>

DEFOREST, J. L.; ZAK, D. R.; PREGITZER, K. S.; BURTON, A. J. Atmospheric nitrate deposition and the microbial degradation of cellobiose and vanillin in a

northern hardwood forest. **Soil and Biology Biochemistry**, London, v. 36, p. 965-971, 2004. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(04\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(04)00074-4)

DILUSTRO, J. J.; COLLINS, B.; DUNCAN, L.; CRAWFORD, C. Moisture and soil texture effects on soil CO<sub>2</sub> efflux components in southeastern mixed pine forests. **Forest Ecology and Management**, Elmsford, v. 204, p. 87-97, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.001>

DIXON, R. K.; BROWN, S.; HOUGHTON, R. A.; SOLOMON, A. M.; TREXLER, M. C.; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, Oxford, v. 263, p. 185-190, 1994. <https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185>

ESPÍNDOLA, S. P.; BOBUL'SKÁ, L.; FERREIRA, A. S. Impact of nitrogen additions on soil microbial respiration and temperature sensitivity in native and agricultural ecosystems in the Brazilian Cerrado. **Journal of Thermal Biology**, Durham, v. 75, p. 120-127, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2018.06.005>

FANG, C.; MONCRIEFF, J. B. A dependência do efluxo de CO<sub>2</sub> do solo na temperatura. **Soil Biology and Biochemistry**, London, v. 33, p. 155-165, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00125-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00125-5)

FANG, C.; YE, J.; GONG, Y.; JIUYING, P.; YUAN, Z.; XIE, C.; ZHU, Y.; YU, Y. Seasonal responses of soil respiration to warming and nitrogen addition in a semi-arid alfalfapasture of the Loess Plateau, China. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 590-591, p. 729-738, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.034>

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de micro-ondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 23, p. 991-996, 1999.

FERREIRA, D. F. SISVAR: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, p. 1039-1042, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>

FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. *In*: LIER, Q.J. van. (Ed). **Física do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010, p. 12-24.

FIERER, N.; CRAINE, J. M.; MCLAUHLAN, K.; SCHIMEL, J. P. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. **Ecology**, Arizona, v. 86, p. 320-326, 2005. <https://doi.org/10.1890/04-1254>

FIERER, N.; COLMAN, B. P.; SCHIMEL, J. P.; JACKSON, R. B. Predicting the temperature dependence of microbial respiration in soil: a continental-scale analysis. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 20, p. 1-10, 2006. <https://doi.org/10.1029/2005GB002644>

FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRE-LARROUY, M.C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob

diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 157-170, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100018>

FREY, S.; KNORR, M.; PARRENT, J. L.; SIMPSON, R. Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 196, p. 159–171, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.018>

FRIEDLINGSTEIN, P.; COX, P.; BETTS, R.; BOPP, L.; BLOH VON, W.; BROVKIN, V.; CADULE, P.; DONEY, S.; EBY, M.; FUNG, I.; BALA, G.; JOHN, J.; JONES, C.; JOOS, F.; KATO, T.; KAWAMIYA, M.; KNORR, W.; LINDSAY, K.; MATTHEW, H. D.; RADDATZ, T.; RAYNER, P.; REICK, C.; ROECKNER, E.; SCHNITZLER, K-G.; SCHNUR, R.; STRASSMANN, K.; WEAVER, A. J.; YOSHIKAWA, C.; ZENG, N. Climate-carbon cycle feedback analysis: results from the (CMIP)-M-4 model inter comparison. **Journal of Climate**, Boston, v. 19, p. 3337–3353, 2006.

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F. J.; CAPONE, D. G.; BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S. P.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C.; GREEN, P.; HOLLAND, E.; KARL, D. M.; MICHAELS, A. F.; PORTER, J. H.; TOWNSEND, A.; VORÓSMARTY, C. J. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 70, p. 153–226. 2004. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>

GALLOWAY, J. N.; TOWNSEND, A. R.; ERISMAN, J. W.; BEKUNDA, M.; CAI, Z. C.; FRENEY, J. R.; MARTINELLI, L. A.; SEITZINGER, S. P.; SUTTON, M. A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. **Science**, Washington, v. 320, p. 889–892, 2008. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>

GAO Q.; HASSELQUIST, N. J.; PALMROTH, S.; ZHENG, Z.; YOU, W. Short-term response of soil respiration o nitrogen fertilization in a subtropical evergreen forest. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 76, p. 297–300, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.04.020>

GRISI, B.; GRACE, C.; BROOKES, P. C.; BENEDETTI, A.; DELL'ABATE, M. T. Temperature effects on organic matter and microbial biomass dynamics in temperate and tropical soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 30, p. 1309-1315, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00016-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00016-9)

HARIDASAN, M. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrados of Central Brazil. **The Biochemistry of the Amazon Basin**. McCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. R. New York: (ed.) Oxford University Press, 2001.

HADDIX, M. L.; PLANTE, A. F.; CONANT, R. T.; SIX, J.; STEINWEG, J. M.; BAIR-MAGRINI, K.; DRIJBER, R. A.; MORRIS, S. J.; ELDOR, A. P. The role of soil characteristics on temperature sensitivity of soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 75, p. 56-61, 2011. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0118>

HAMDI, S.; MOYAO, F.; SALL, S.; BERNOUX, M.; CHEVALLIER, T. Synthesis analysis of the temperature of the temperature sensitivity of soil respiration from laboratory studies in relation to incubation methods and soil conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 58, p. 115-126, 2013.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.012>

HURSH, A.; BALLANTYNE, A.; COOPER, L.; MANETA, M.; KIMBALL, J.; WATTS, J. The sensitivity of soil respiration to soil temperature, moisture, and carbon supply at the global scale. **Global Change Biology**, Oxford, v. 23, p. 2090–2103, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13489>

JANSSENS, I. A.; DIELEMAN, W.; LUYSSAERT, S.; SUBKE, J.-A., REICHSTEIN, M.; CEULEMANS, R.; CIAIS, P.; DOMAN, A. J.; GRACE, J.; PAPALE, D.; PIAO, S. L.; SCHULZE, E.-D.; TANG, J.; LAW, B. E. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. **Nature: Geoscience**, London, v. 3, p. 315–322, 2010. <https://doi.org/10.1038/ngeo844>

JENKINS, M. E.; ADAMS, M. A. Respiratory quotients and  $Q_{10}$  of soil respiration in sub-alpine Australia reflect influences of vegetation types. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 43, p. 1266-1274, 2011.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.017>

JIANG, J.; GUO, S.; ZHANG, Y.; LIU, Q.; WANG, R.; WANG, Z.; LI, N.; LI, R. Changes in temperature sensitivity of soil respiration in the phases of a three-year crop rotation system. **Soil Tillage Research**, Netherlands, v. 150, p. 139–146, 2015.

<https://doi.org/10.1016/j.still.2015.02.002>

JOBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecology Applied**, United Kingdom, v. 10, p. 423-436, 2000. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)

KARHU, K.; AUFFRET, M. D.; DUNGAIT, J. A. J.; HOPKINS, D. W.; PROSSER, J. I.; SINGH, B. K.; SUBKE, J.-A.; WOOKEY, P. A.; AGREN, G. I.; SEBASTIA, M.-T. Temperature sensitivity of soil respiration rates enhanced by microbial community response. **Nature**, London, v. 513, p. 81-87, 2014.

<https://doi.org/10.1038/nature13604>

KIRSCHBAUM, M. U. F. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 753-760, 1995.

[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00242-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00242-S)

KNORR, W.; PRENTICE, I. C.; HOUSE, J. I.; HOLLAND, E. A. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. **Nature**, London, v. 433, p. 298–301, 2005. <https://doi.org/10.1038/nature03226>

KOZOVITS, A. R.; BUSTAMANTE, M. M. C.; GAROLFATO, C. R.; BUCCI, S.; FRANCO, A. C.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F. C. Nutrient resorption and



patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. **Functional Ecology**, Oxford, v. 21, p. 1034-1043, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01325.x>

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, London, v. 528, p. 60–68, 2015. <https://doi.org/10.1038/nature16069>

LI, Q.; TIAN, Y.; ZHANG, X.; XU, X.; WANG, H.; KUZUYAKOV, Y. Labile carbon and nitrogen additions affect soil organic matter decomposition more strongly than temperature. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 114, p. 152–160, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.01.009>

LIU, H. S.; LI, L. H.; HAN, X. G.; HUANG, J. H.; SUN, J. X.; WANG, H. Y. Respiratory substrate availability plays a crucial role in the response of soil respiration to environmental factors. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 32, p. 284-292, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.08.001>

LUO, Q.; GONG, J.; ZHAI, Z.; PAN, Y.; LIU, M.; XU, S.; WANG, Y.; YANG, L.; BAOYIN. The responses of soil respiration to nitrogen addition in a temperate grassland in northern China. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 569-570, p. 1466-1477, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.237>

MENDES, I. C.; FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M.; REIS JUNIOR, F. B. Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. **Plant and Soil**, Netherland, v. 359, p. 183-195, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1195-6>

MEYER, N.; WELP, G.; RODIONOV, A.; BORCHARD, N.; MARTIUS, C.; AMELUNG, W. Nitrogen and phosphorus supply controls soil organic carbon mineralization in tropical topsoil and subsoil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 119, p. 152-161, 2018a. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.024>

MEYER, N.; MEYER, H.; WELP, G.; AMELUNG, W. Soil respiration and its temperature sensitivity ( $Q_{10}$ ): Rapid acquisition using mid-infrared spectroscopy. **Geoderma**, Netherlands, v. 323, p. 31-40, 2018b. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.031>

MO, J.; ZHANG, W.; ZHU, W.; GUNDERSEN, P.; FANG, Y.; LI, D.; WANG, H. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China. **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, p. 403–412, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01503.x>

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed., Lavras: Editora UFLA, 2006.

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V.; BARROS, V. H.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007.

PAUL, E. A. **Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry**. New York: (ed.) Academic Press, 2007. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-047514-1.50005-6>

RAICH, J. W.; SCHLESINGER, W. H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus B**, Stockholm, v. 44, p. 81–99, 1992. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x>

RAIJ, B. V. **Fertilidade do Solo e Adubação**. CERES, Piracicaba: Instituto de Potássio e Fosfato, 1991.

RAMIREZ, K. S.; CRAINE, J. M.; FIERER, N. Nitrogen fertilization inhibits soil microbial respiration regardless of the form of nitrogen applied. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 42, p. 2336-2338, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.032>

REICHSTEIN, M.; KATTERER, T.; ANDRE, O.; P. CIAIS, N.; SCHULZE, E. D.; CRAMER, W.; PAPAIE, D.; VALENTINI, R. Temperature sensitivity of decomposition in relation to soil organic matter pools: Critique and outlook. **Biogeosciences**, Katlenberg-Lindau, v. 2, p. 317–321, 2005. <https://doi.org/10.5194/bg-2-317-2005>

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S.P, **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: (ed.) Embrapa-CPAC, 1998. p. 87–166.

ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A. Decomposition and soil organic matter dynamics. *In*: SALA, O. E. **Methods in Ecosystem Science**. New York: (ed.), 2000, P. 104 – 116. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1224-9\\_8](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1224-9_8)

RUSTAD, L. E.; CAMPBELL, J. L.; MARION, G. M.; NORBY, R. J.; MITCHELL, M. J.; HARTLEY, A. E.; CORNELISSEN, J. H. C.; GUREVITCH, J. A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. **Oecologia**, Berlin, v. 126, p. 543-562, 2001. <https://doi.org/10.1007/s004420000544>

RYAN, M. G.; LAW, B. E. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 73, p. 3–27, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-5167-7>

SÁ JÚNIOR, A. **Aplicação da classificação de Koppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Água e Solo) – Universidade Federal de Lavras, UFV, Lavras, 2009.

SCHIMEL, D. S.; BRASWELL, R.; HOLLAND, E. A.; MCKEOWN, R.; OJIMA, D. S.; PAINTER, T. H.; PARTON, W. J.; TOWSEND, A. R. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 8, p. 279–293, 1994. <https://doi.org/10.1029/94GB00993>

SCHIPPER, L. A.; HOBBS, J. K.; RUTLEDGE, S.; ARCUS, V. L. Thermodynamic theory explains the temperature optima of soil microbial process and high Q<sub>10</sub> values

at low temperatures. **Global Change Biology**, Oxford, v. 20, p. 3578-3586, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12596>

SCHLESINGER, W. H.; ANDREWS, J. A. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 48, p. 7–20, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1006247623877>

SCHIMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KNABNER-KOGEL, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, London, v. 478, p. 49–56, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SILVA, J. W.; GUIMARÃES, E. C., TAVARES, M. Variabilidade temporal da precipitação mensal e anual na estação climatológica de Uberaba-MG. **Ciência Agrotecnologia**, Lavras, v. 27, p. 665–674, 2003. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542003000300023>

SIMS, G. K. Nitrogen starvation promotes biodegradation of N-heterocyclic compounds in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 38, p. 2478-2480, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.01.006>

SINSABAUGH, R. L.; GALLO, M. E.; LAUBER, C.; WALDROP, M. P.; ZAK, D. R. Extracellular enzyme activities and soil organic matter dynamics for northern hardwood forests receiving simulated nitrogen deposition. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 75, p. 201-215, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-7112-1>

SPSS Inc. **SPSS statistics for Windows, version 20.0**. Chicago: SPSS Inc., 2011.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: Black (ed.) **Methods of Soil Analysis**, Part 2. ASA, Madison, WI, 1965, p. 1550–1570.

STRYER, L. **Biochemistry**. Freeman, W. H., New York. 1995.

SUGIHARA, S.; FUNAKAWA, S.; KILASARA, M.; KOSAKI, T. Effect of land management and soil texture on seasonal variations in soil microbial biomass in dry tropical agroecosystems in Tanzania. **Applied Soil and Ecology**, Netherlands, v. 44, p. 80–88, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.10.003>

SUN, Z.; LIU, L.; MA, Y.; YIN, G.; ZHAO, C.; ZHANG, Y.; PIAO, S. The effect of nitrogen addition on soil respiration from a nitrogen-limited forest soil. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 197, p. 103-110, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.06.010>

SYLVIA, D. M.; FUHRMANN, J. J.; HARTEL, P. G.; ZUBERER, D. A. **Principles and Applications of Soil Microbiology**. [S. l.]/Prentice Hall Upper Saddle River, 1999.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995, 174 p.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2017. 573 p.

TIAN, D.; NIU, S. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 10, n. 24019, 2015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/024019>

TU, L. H.; XIANG, Y.; CONGDE, H.; TINGXING, H.; LIHUA, T.; WANQIN, Y.; RENHONG, L.; CHANG, H. Response of soil respiration to simulated nitrogen deposition in *Pleioblastus amarus* forest, Rainy Area of West China. **Chinese Journal of Plant Ecology**, China, v. 33, p. 728-738, 2009.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 703–707, 1987. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

VANHALA, P.; KRISTIINA, K.; HANNU, F.; MIKKO, T.; PETER, P.; VEIKKO, K.; LISKI, J. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in southern and northern areas of the boreal forest zone. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 40, p. 1758–1764, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.02.021>

VAN'T HOFF, J. H. **Lectures on theoretical and physical chemistry**. Part. I. Chemical dynamics. In: ARNOLD, E. London: (ed.) Academic Press, 1898. p. 224-229.

VINHAL-FREITAS I. C. **Matéria orgânica, fluxo de CO<sub>2</sub> e índice Q<sub>10</sub> em dois Latossolos com texturas contrastantes sob diferentes usos no cerrado**. 2013. Tese (Doutorado Agronomia/Solos) – Universidade Federal de Uberlândia, UFU, Uberlândia, 2013.

VINHAL-FREITAS, I. C.; CORREA, G. F.; WENDLING, B.; BOBULSKA, L.; FERREIRA, A. S. Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, United States, v. 74, p. 182–190, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.020>

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, p. 737-750, 1997. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0737:HAOTGN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2)

VITOUSEK, P. M.; PORDER, S.; HOULTON, B. Z.; CHADWICK, O. A. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-

phosphorus interactions. **Ecological Applications**, Washington, v. 20, p. 5-15, 2010. <https://doi.org/10.1890/08-0127.1>

VON LÜTZOW, M.; KOGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBER, G.; MATZNER, E., MARSCHNER, B. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 2183-2207 2007. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>

WALKER, T. W.; SYERS J. K. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, New York, v. 15, p. 1–19, 1976. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(76\)90066-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(76)90066-5)

XU N.; SAIERS J. Temperature and hydrologic controls on dissolved organic matter mobilization and transport within a forest topsoil. **Environmental Science and Technology**, United States, v. 44, p. 5423–5429. 2010. <https://doi.org/10.1021/es1002296>

XU, X.; LUO, Y.; ZHOU, J. Carbon quality and the temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition in a tallgrass prairie. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 50, p. 142-148, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.007>

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 19, p. 1467–1476, 1988. <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>

## ANEXOS

### ANEXO A

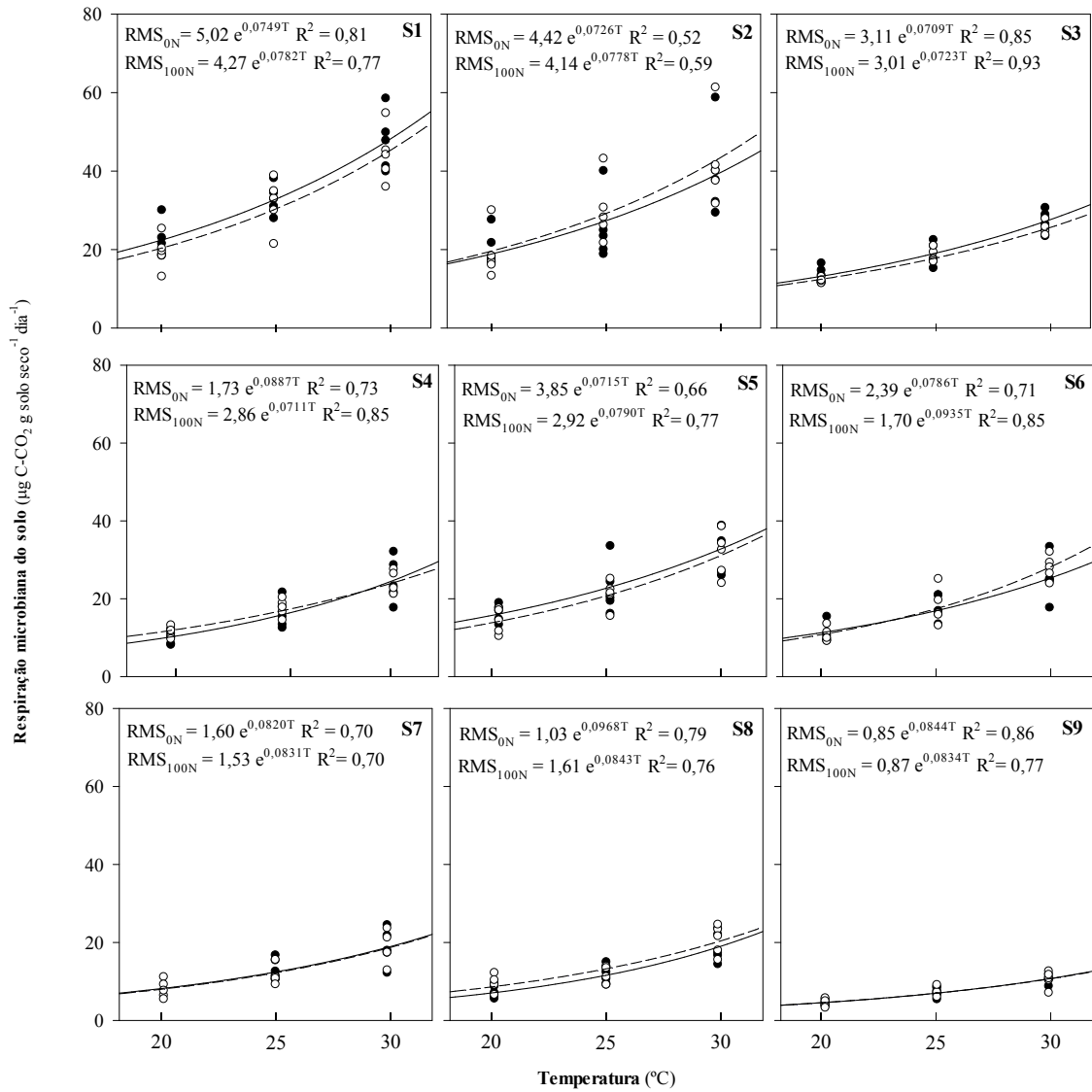


FIGURA 1A. Respiração microbiana do solo (RMS) sob diferentes temperaturas em amostras controle (0N) e com adição de N (100N). Os símbolos indicam as médias para cada tratamento, sob diferentes temperaturas. As linhas mostram o modelo plotado de van't Hoff ( $y = Be^{kT}$ ) para os tratamentos controle e com adição de N nos solos de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo. A linha contínua e o círculo cheio representam os tratamentos controle e a linha tracejada e círculo vazio os tratamentos com adição de N (n = 5). As classes texturais são representadas por S1-S3: muito argilosa; S4-S7: argilosa; S8: média; S9: arenosa.

## ANEXO B

TABELA 1B. Correlação de Pearson (r) entre os indicadores de qualidade dos solos de sítios naturais do bioma Cerrado, sob diferentes classes texturais do solo

|                  | pH água | COT     | NT                  | RMS    | CBM     | NBM                | P                   | K <sup>+</sup>     | Al <sup>3+</sup>   | C/N                 | ARG                 | Q <sub>10</sub>     |
|------------------|---------|---------|---------------------|--------|---------|--------------------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| pH água          | 1       | -0,48** | -0,21 <sup>ns</sup> | -0,36* | -0,44** | 0,10 <sup>ns</sup> | 0,72**              | 0,64**             | -0,76**            | -0,22 <sup>ns</sup> | -0,22 <sup>ns</sup> | 0,48**              |
| COT              |         | 1       | 0,76**              | 0,64** | 0,75**  | 0,14 <sup>ns</sup> | -0,20 <sup>ns</sup> | 0,00 <sup>ns</sup> | 0,55**             | -0,19 <sup>ns</sup> | 0,61**              | -0,49**             |
| NT               |         |         | 1                   | 0,80** | 0,77**  | 0,44**             | 0,16 <sup>ns</sup>  | 0,33*              | 0,29 <sup>ns</sup> | -0,66**             | 0,73**              | -0,40**             |
| RMS              |         |         |                     | 1      | 0,67**  | 0,58**             | -0,18 <sup>ns</sup> | 0,00 <sup>ns</sup> | 0,43**             | -0,42**             | 0,73**              | -0,57**             |
| CBM              |         |         |                     |        | 1       | 0,44**             | -0,08 <sup>ns</sup> | 0,15 <sup>ns</sup> | 0,50**             | -0,34*              | 0,74**              | -0,27 <sup>ns</sup> |
| NBM              |         |         |                     |        |         | 1                  | 0,12 <sup>ns</sup>  | 0,28 <sup>ns</sup> | 0,08 <sup>ns</sup> | -0,35*              | 0,61**              | -0,19 <sup>ns</sup> |
| P                |         |         |                     |        |         |                    | 1                   | 0,91**             | -0,68**            | -0,47**             | -0,06 <sup>ns</sup> | 0,47**              |
| K <sup>+</sup>   |         |         |                     |        |         |                    |                     | 1                  | -0,54**            | -0,50**             | 0,11 <sup>ns</sup>  | 0,37*               |
| Al <sup>3+</sup> |         |         |                     |        |         |                    |                     |                    | 1                  | 0,23 <sup>ns</sup>  | 0,51**              | -0,43**             |
| C/N              |         |         |                     |        |         |                    |                     |                    |                    | 1                   | -0,41**             | 0,06 <sup>ns</sup>  |
| ARG              |         |         |                     |        |         |                    |                     |                    |                    |                     | 1                   | -0,49**             |
| Q <sub>10</sub>  |         |         |                     |        |         |                    |                     |                    |                    |                     |                     | 1                   |

Os valores da correlação de Pearson seguidos por asteriscos indicam significância estatística ao nível de 5% (\*) ou 1% (\*\*) de acordo com teste t-Student. Não significância (<sup>ns</sup>) também é mostrada na Tabela. COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; RMS: respiração microbiana do solo; CBM: carbono da biomassa microbiana; NBM: nitrogênio da biomassa microbiana; P: fósforo disponível; K<sup>+</sup>: potássio disponível, Al<sup>3+</sup>: alumínio trocável; C/N: relação carbono/nitrogênio; ARG: argila total; Q<sub>10</sub>: sensibilidade da respiração microbiana do solo à temperatura.

**CAPÍTULO III: RESPOSTA DA RESPIRAÇÃO MICROBIANA DO SOLO À  
ADIÇÃO DE C, N E P EM SOLOS DE ECOSISTEMAS NATURAIS DO  
BIOMA CERRADO**



## RESUMO

OLIVEIRA, SUELEN MARTINS DE. **Resposta da respiração microbiana do solo à adição de C, N e P em solos de ecossistemas naturais do bioma Cerrado**. 2019. 125p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia; Uberlândia – MG<sup>7</sup>.

Em função das mudanças climáticas globais a expectativa de aumento das entradas de C e nutrientes nos ecossistemas terrestres tem sido motivo de preocupação, pois o destino do C durante a decomposição microbiana da matéria orgânica do solo pode ser fortemente influenciado pelo enriquecimento do solo com fontes lábeis de C e deposição de N atmosférico. Nesse sentido, este estudo objetivou avaliar o efeito da adição isolada ou combinada de fontes de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) na respiração microbiana do solo (RMS) de diferentes ecossistemas naturais. Para isso, amostras de solo foram coletadas em nove ecossistemas naturais, aqui denominados de sítios (S1 ao S9), no estado de Minas Gerais. As amostras foram caracterizadas quanto a granulometria do solo, pH água, COT, NT, P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>, H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup> e carbono da biomassa microbiana. O ensaio foi conduzido através da incubação dos solos com adição dos seguintes tratamentos: C, N, P, CN, CP, NP, CNP e controle (CT). Para fins estatísticos os tratamentos foram separados em dois grupos com adição e sem adição de C: Ensaio 1 (N, P, NP, CT) e Ensaio 2 (C, CN, CP, CNP, CT). Os resultados indicaram que a resposta da RMS para a maioria dos sítios foi limitada pela disponibilidade de C e a adição de C lábil promoveu efeito *priming* positivo. A intensidade desse efeito foi regulada pela disponibilidade de nutrientes preexistente no solo de cada sítio. De modo geral, a maioria dos sítios apresentou maior RMS quando CP foi adicionado. Os solos de ecossistemas naturais do bioma Cerrado apresentaram potencial para aumentar a emissão de CO<sub>2</sub> via respiração heterotrófica, porém cada ecossistema deve ser avaliado de forma particularizada já que a fertilidade natural do solo pode influenciar de maneira distinta a ciclagem do C.

Palavras-chave: transformação da matéria orgânica do solo; ciclo do carbono, efeito *priming*, disponibilidade de nutrientes, solo tropical.

<sup>7</sup> Comitê Orientador: Beno Wendling - UFU (orientador); Adão de Siqueira Ferreira – UFU (co-orientador).

## ABSTRACT

OLIVEIRA, SUELEN MARTINS DE. **Soil microbial response to C, N e P addition in soils of natural ecosystems of the Cerrado biome.**2019. 125p.Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia; Uberlândia – MG <sup>8</sup>.

Due to global climate changes, the expectation of increased C and nutrient inputs in terrestrial ecosystems has been a cause for concern, since the fate of C during the microbial decomposition of soil organic matter can be strongly influenced by the enrichment of the soil with sources C labile and atmospheric N deposition. In this sense, this study aimed to evaluate the effect of adding isolated or combined sources of carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P) in the microbial soil respiration (RMS) of different natural ecosystems. For this, soil samples were collected in nine natural ecosystems, here called sites (S1 to S9), in the state of Minas Gerais. The samples were characterized as soil particle size, water pH, COT, NT, P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>, H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup> and microbial biomass carbon. The assay was conducted by incubating the soils with addition of the following treatments: C, N, P, CN, CP, NP, CNP and control (CT). For statistical purposes the treatments were separated into two groups, with addition and without addition of C: Assay 1 (N, P, NP, CT) and Assay 2 (C, CN, CP, CNP, CT). The results indicated that the RMS response to most sites was limited by the availability of C and the addition of labile C promoted positive priming effect. The intensity of this effect was regulated by the preexisting availability of nutrients in the soil of each site. In general, most sites showed higher RMS when CP was added. The natural ecosystem soils of the Cerrado biome have the potential to increase the emission of CO<sub>2</sub> via heterotrophic respiration, but each ecosystem should be evaluated particularly as the natural fertility of the soil can influence in a different way the cycling of C.

Keywords: soil organic matter transformation; carbon cycle, priming effect, nutrient availability, tropical soil.

<sup>8</sup>Guidance Committee: Beno Wendling - UFU (Major Professor); Adão de Siqueira Ferreira – UFU.

## 1 INTRODUÇÃO

Os solos armazenam pelo menos duas vezes mais carbono (C) do que a atmosfera terrestre (Kochy et al., 2015; Scharlenann et al., 2014)e, por isso, desempenham papel fundamental no ciclo global do C, fornecendo *feedbacks* a mudanças na temperatura, níveis de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) atmosférico e deposição de nutrientes nos solos (GREEN et al., 2017). O CO<sub>2</sub> emitido do solo é resultado da soma das respirações autotrófica e heterotrófica proveniente das raízes de plantas e ação decompositora microbiana, respectivamente (WHITAKER et al., 2014; DING et al., 2016). Em estudo publicado recentemente por Bond-Lamberty et al. (2018), os autores descobriram que a proporção entre a taxa de respiração heterotrófica e respiração total dos solos aumentou significativamente de 0,54 para 0,63 entre 1990 e 2014. Isso indica que mais C foi perdido devido à atividade decompositora dos microrganismos do que pela respiração vegetal, ao longo do período de estudo.

Em função das mudanças climáticas e da significativa participação dos microrganismos nos fluxos de CO<sub>2</sub>, ciclagem de nutrientes e transformação da matéria orgânica do solo (MOS), a respiração microbiana do solo (RMS) tem sido muito utilizada como indicador do estado nutricional dos ecossistemas terrestres (FANG et al., 2017; TU et al., 2013). Entre os fatores que regulam as taxas de RMS a qualidade e quantidade dos substratos de C e disponibilidade de nutrientes desempenham papel importante (BOND-LAMBERT et al, 2010; FRIEDLINGSTEIN et al., 2006; STOTSKY, 1961). Dessa forma, entender como esses fatores modificam a RMS pode melhorar nossa compreensão sobre o padrão de armazenamento do C nos solos e também da mineralização de nutrientes nos diferentes ecossistemas (FISK et al., 2015).

O bioma Cerrado compreende aproximadamente 22% do território brasileiro e sua maior extensão é encontrada na região central do país (BUSTAMANTE et al., 2004; Ministério do Meio Ambiente - MMA). Apesar da alta biodiversidade de plantas em comparação com outras savanas neotropicais, os solos deste bioma são altamente intemperizados e geralmente pobres em nutrientes (GOEDERT 1987; PINTO et al., 2002; SOLBRIG, 1996). Nos solos tropicais, o fósforo (P) é reconhecidamente o nutriente mais limitante para crescimento de plantas e microrganismos, mas também existem relatos de limitação microbiana por nitrogênio (N) ou co-limitação por N e P (CLEVELAND et al., 2002; IISTEDT; SINGH, 2005; MARTINELLI et al., 1999; SANCHEZ et al., 1982; VITOUSEK; SANFORD, 1986). Em pesquisas realizadas

no Cerrado, Nardoto (2000) e Pinto (2002) encontraram evidências da baixa disponibilidade de N nos solos. Em adição, Soong et al. (2018) ressaltaram que a microbiota de solos minerais tropicais podem ainda apresentar limitação tripla por C, N e P.

Em virtude das mudanças ambientais globais, a maior disponibilidade de C e N nos ecossistemas deve causar desequilíbrio entre a disponibilidade e demanda microbiana por nutrientes nos ecossistemas naturais (MEYER et al., 2018; PENUELAS et al., 2012). Especula-se que as entradas de N antropogênico possam aumentar a relação N:P e reduzir a relação C:N, o que agravaria a limitação microbiana por P e reduziria as reservas de C nos solos (BRAUN et al., 2010; SINSABAUGH et al., 2008). Nos solos tropicais, estudos envolvendo alterações na resposta da RMS à adição de C, N ou P em solos naturais são mais comuns em florestas úmidas, sendo que até o presente momento pesquisas desta natureza no Cerrado são desconhecidas (BARANTAL et al., 2012; CLEVELAND et al., 2002; CLEVELAND; TOWNSEND, 2006; FANIN et al., 2014; GRAU et al., 2017; SOONG et al.; 2018). Em grande parte desses trabalhos, os autores relataram ter encontrado redução da RMS com adição de N e aumento de atividade microbiana após adição de P.

Os resultados inconsistentes entre a disponibilidade de nutrientes no solo e a decomposição da matéria orgânica em solos florestais tropicais sugerem a complexidade de interações existentes entre os ciclos do C, N e P e reforçam a busca por informações mais concretas. Embora as alterações climáticas tenham impulsionado estudos neste sentido, é evidente que mudanças na fertilidade natural dos solos do Cerrado já estão ocorrendo por meio da conversão de áreas naturais em agricultura. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da adição isolada e combinada de fontes de C, N e P na respiração microbiana do solo de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado, a fim de melhor prever como o enriquecimento de C e nutrientes afeta a ciclagem do C.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Locais de amostragem

O estudo foi conduzido em amostras de solo de em nove ecossistemas naturais do bioma Cerrado, em Minas Gerais. Os ecossistemas foram denominados de sítios (S) e enumerados de acordo com as classes texturais do solo (TABELA 1). Os sítios S1, S4 e S9 foram amostrados nos municípios de Iraí de Minas, Ituiutaba e Santa Vitória, respectivamente; sendo os demais (S2, S3, S5, S6, S7 e S8) em Uberlândia. O clima da região é classificado como “Aw”, de acordo com Köppen (Sá Júnio et al., 2009), caracterizado como clima tropical com inverno seco (maio a outubro) e estação chuvosa no verão (novembro a abril). A precipitação média anual é de aproximadamente 1500 mm, predominante entre dezembro e fevereiro. A temperatura média anual varia de 18°C no inverno a 23°C no verão (SILVA et al., 2003). As principais características dos solos em cada sítio estão descritas na TABELA 1.

TABELA 5. Descrição dos diferentes ecossistemas naturais estudados no bioma Cerrado

| Sítio | Fitofisionomia        | Coordenadas Geográficas        | Granulometria (g kg <sup>-1</sup> ) |       |       | Classificação do Solo |                      |
|-------|-----------------------|--------------------------------|-------------------------------------|-------|-------|-----------------------|----------------------|
|       |                       |                                | Argila                              | Silte | Areia | Ordem                 | Textura <sup>1</sup> |
| S1    | Cerradão              | 47° 33' 57" O<br>19° 00' 24" S | 785                                 | 125   | 90    | Latossolo             | muito argilosa       |
| S2    | Floresta              | 48° 01' 01" O<br>19° 20' 37" S | 776                                 | 94    | 130   | Latossolo             | muito argilosa       |
| S3    | Cerrado stricto sensu | 48° 09' 22" O<br>19° 05' 25" S | 698                                 | 132   | 170   | Latossolo             | muito argilosa       |
| S4    | Floresta              | 49° 42' 56" O<br>18° 45' 07" S | 522                                 | 208   | 270   | Latossolo             | argilosa             |
| S5    | Floresta              | 48° 08' 12" O<br>19° 12' 54" S | 396                                 | 69    | 535   | Latossolo             | argilosa             |
| S6    | Floresta              | 48° 04' 31" O<br>18° 56' 15" S | 369                                 | 121   | 510   | Latossolo             | argilosa             |
| S7    | Cerradão              | 48° 04' 57" O<br>18° 57' 37" S | 367                                 | 72    | 561   | Latossolo             | argilosa             |
| S8    | Cerradão              | 48° 11' 49" O<br>19° 00' 29" S | 333                                 | 56    | 611   | Latossolo             | média                |
| S9    | Floresta              | 50° 01' 48" O<br>18° 52' 52" S | 147                                 | 42    | 811   | Neossolo              | arenosa              |

<sup>1</sup> Classificação de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2018).

As espécies vegetais encontradas em cada fitofisionomia são descritas a seguir. No Cerradão predominaram o *Stryphnodendron adstringens* (barbatimão), *Byrsonima coccolobifolia* (murici-rosa), *Qualea parviflora* (pau-terra), *Hymenaea stigonocarpa* (jatobá), *Annona coriácea* (araticum); na fisionomia do tipo Floresta destacaram-se a

*Genipa americana* (jenipapo), *Inga striata* (ingá banana), *Copaifera langsdorffii* (copaíba), *Myrcia fallax* (araçazinho), *Enterolobium contortisiliquum* (tamboril) e *Brosimum gaudichaudii* (amoreira do campo); e no Cerrado *sensu stricto* o *Diospyros burchellii* (olho-de-boi), *Dalbergia miscolobium* (caviúna-do-cerrado), *Caryocar brasiliense* (pequi), *Hancornia speciosa* (mangaba), *Byrsonima verbascifolia* (murici).

## 2.2 Amostragem do solo

As amostras de solo utilizadas neste estudo foram coletadas em abril durante a estação chuvosa 2017/2018, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm do solo. Em cada área, cinco pontos foram amostrados aleatoriamente, espaçados por 50 m. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos fechados e levadas para o laboratório. Uma parte do solo peneirado (< 2 mm) foi seca ao ar (TFSA) para determinação da granulometria e atributos químicos dos solos. O restante do solo foi tamizado em peneira de 4 mm e, em seguida, as amostras foram armazenadas a 4°C até a montagem do ensaio. Os solos utilizados no ensaio foram obtidos através da mistura e homogeneização das amostras de solo coletadas, para cada sítio, nas duas profundidades.

## 2.3 Propriedades dos solos

A análise textural foi feita de acordo com o método da pipeta e a umidade gravimétrica conforme método padrão de secagem em estufa (TEIXEIRA et al, 2017). As análises químicas realizadas foram: pH em água (1:2,5); carbono orgânico total (COT) pelo método de oxidação do dicromato de potássio (Yeomans; Bremner, 1988); nitrogênio total (NT) pelo método de Kjeldahl (Black, 1965); fósforo (P) e potássio (K<sup>+</sup>) disponíveis, cálcio (Ca<sup>2+</sup>) e magnésio (Mg<sup>2+</sup>), acidez potencial (H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup>) conforme Tedesco et al. (1995). O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi extraído com sulfato de potássio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) pelo método irradiação-extração proposto por Ferreira et al. (1999). As diferenças na concentração de C extraído entre amostras irradiadas e não-irradiadas foram usadas para determinar o CBM (VANCE et al., 1987), a partir da reação da s-difenilcarbazida com dicromato de potássio (Cai et al., 2011) em espectrofotômetro a 540 nm. Essas propriedades são apresentadas na Tabela 2.

TABELA 2. Propriedades dos solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado, a 0-10 cm de profundidade

| Sítio <sup>1</sup> | pH água <sup>2</sup> | COT      | CBM      | NT      | P        | K          | Ca <sup>2+</sup> Mg <sup>2+</sup> | H+Al    |
|--------------------|----------------------|----------|----------|---------|----------|------------|-----------------------------------|---------|
| S1                 | 4,9±0,1              | 30,0±0,7 | 419±22,6 | 2,5±0,1 | 0,8±0,1  | 70,0±5,1   | 0,5±0,1                           | 6,9±0,2 |
| S2                 | 4,4±0,1              | 40,7±1,0 | 563±26,6 | 3,2±0,1 | 1,4±0,1  | 66,7±3,4   | 0,5±0,1                           | 9,7±0,3 |
| S3                 | 4,9±0,0              | 28,7±0,5 | 251±16,7 | 1,9±0,1 | 0,7±0,1  | 43,0±1,9   | 0,2±0,0                           | 5,8±0,4 |
| S4                 | 5,5±0,2              | 25,4±1,4 | 430±7,6  | 2,6±0,2 | 26,8±4,0 | 265,6±19,2 | 5,4±1,1                           | 3,8±0,4 |
| S5                 | 4,6±0,1              | 39,1±1,3 | 316±17,0 | 2,5±0,2 | 1,3±0,1  | 58,4±0,9   | 0,8±0,2                           | 7,4±0,5 |
| S6                 | 4,7±0,1              | 28,3±0,6 | 311±34,2 | 1,8±0,1 | 1,4±0,2  | 70,1±6,4   | 0,9±0,3                           | 5,3±0,4 |
| S7                 | 4,6±0,6              | 20,3±0,9 | 247±0,2  | 1,3±0,1 | 1,0±0,1  | 53,1±3,9   | 0,3±0,0                           | 4,7±0,4 |
| S8                 | 4,7±0,1              | 21,4±0,8 | 361±12,5 | 1,3±0,1 | 2,0±0,1  | 49,0±1,5   | 0,2±0,0                           | 5,0±0,3 |
| S9                 | 4,7±0,1              | 9,2±0,6  | 133±7,2  | 1,1±0,1 | 4,6±0,3  | 41,0±2,7   | 0,4±0,1                           | 2,6±0,1 |

<sup>1</sup>Sítios de diferentes classes texturais e fitofisionomias: S1 (muito argilosa, cerrado); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerrado); S8 (média, cerrado); S9 (arenosa, floresta).<sup>2</sup> pH água: 2,5; COT: carbono orgânico total (g kg<sup>-1</sup>); CBM: carbono da biomassa microbiana (mg kg<sup>-1</sup>); NT: nitrogênio total (g kg<sup>-1</sup>); P: fósforo (mg kg<sup>-1</sup>); K: potássio (mg kg<sup>-1</sup>); Ca<sup>2+</sup>+ Mg<sup>2+</sup>: cálcio + magnésio (cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>); H+Al<sup>3+</sup>: hidrogênio + alumínio (cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>). Os valores correspondem à média e intervalo de confiança (5%) em cada propriedade.

#### 2.4 Ensaio com adição de C, N e P

O efeito da adição isolada ou combinada de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) na respiração microbiana do solo foi testada por meio dos seguintes tratamentos: C, N, P, CN, CP, NP, CNP e controle (CT). Para esse fim, o ensaio de incubação consistiu em quatro repetições por tratamento, totalizando 288 amostras incubadas (9 sítios × 8 tratamentos × 4 repetições). Para cada sítio, 50g de solo úmido foram adicionadas a frascos de vidro de 250 mL hermeticamente fechados e pré-incubadas a 22 °C por um dia antes da adição dos tratamentos. Em seguida, a umidade do solo foi corrigida para 60% da capacidade de campo, o que segundo Vanhala et al. (2008) representa conteúdo de água adequado para avaliação da respiração microbiana do solo. A correção da umidade ocorreu a partir da adição de água destilada e/ou alíquota de solução estoque contendo C (1.600 mg kg solo seco<sup>-1</sup>), N (200 mg kg solo seco<sup>-1</sup>) e P (200 mg kg solo seco<sup>-1</sup>) no solo, conforme tratamento correspondente. As fontes de C, N e P utilizadas foram glicose (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>), nitrato de amônio (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) e fosfato de sódio dibásico (Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O), respectivamente.

#### 2.5 Respiração microbiana do solo

A resposta da respiração microbiana do solo (RMS) foi determinada 24 e 72 h após a incubação das amostras, para os tratamentos com adição e sem adição de C,

respectivamente, conforme descrito no item anterior. A RMS foi estimada pela quantidade de  $\text{CO}_2$  liberado, conforme o método proposto por Stotzky (1965), no qual um bécker plástico (30 mL) contendo 5 mL de NaOH (1 M) foi colocado sobre o solo, com a função de capturar o  $\text{CO}_2$  liberado na forma de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ . No momento da leitura, o hidróxido não convertido à carbonato foi titulado com HCl (0,25 M) após adição de 2,5mL de  $\text{BaCl}_2$ (1 M) e três gotas do indicador fenolftaleína (1%). A RMS foi expressa em  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo seco}^{-1}\text{h}^{-1}$ .

## *2.6 Análise estatística*

A RMS foi utilizada para verificar as respostas dos solos de ecossistemas naturais do Cerrado à adição de C, N e P, bem como de suas combinações. Para fins de análise estatística, os tratamentos sem adição e com adição de C foram analisados de forma independente e chamados de Ensaio 1 e Ensaio 2, respectivamente. No Ensaio 1 foram considerados como fonte de variação para a RMS os nove sítios e quatro tratamentos (N, P, NP, CT) e no Ensaio 2 os nove sítios e cinco tratamentos (C, CN, CP, CNP, CT). Os dados de RMS em cada tratamento foram submetidos à ANOVA e teste de Scott Knott a 5% com auxílio do programa SISVAR (FERREIRA, 2011). Os gráficos em radar foram utilizados para ilustrar o grau de similaridade ou diferença na resposta da RMS dos sítios em cada ensaio. A análise de componentes principais (ACP) foi realizada para mostrar as relações entre os diferentes sítios, usando os tratamentos como variáveis da análise com auxílio do programa CANOCO (versão 4.5).



### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados revelaram o efeito da adição isolada e combinada de C, N e P na decomposição da matéria orgânica do solo. É importante ressaltar que respostas distintas na RMS entre os sítios eram previstas, já que a combinação de diferentes classes texturais e fitofisionomias que formam os sítios certamente refletiu na quantidade e qualidade de substratos orgânicos disponíveis para decomposição microbiana, que por sua vez influenciaram a disponibilidade de nutrientes preexistente nos solos.

#### 3.1 Ensaio 1: N e P

Em um primeiro momento, a resposta da RMS foi avaliada somente com adição dos nutrientes N e P ou NP e a energia e C necessários provieram da matéria orgânica preexistente no solo. Os resultados encontrados indicaram diferentes respostas da RMS entre os sítios à adição de N e P, bem como de sua combinação.

As taxas de RMS dos sítios, após 72 h de incubação das amostras de solo, são apresentadas nas Figuras 1 e 2. Em cada tratamento as diferenças na RMS entre os sítios foram mantidas ou até mesmo reduzidas com adição de nutrientes, comparado ao controle (CT), porém observou-se que houve diferença nos valores médios de RMS entre os sítios (FIGURA 1). Os valores de RMS variaram de 0,2 a 2  $\mu\text{g}$  em N; de 0,3 a 1,8  $\mu\text{g}$  em P e de 0,4 a 1,5  $\mu\text{g}$  de C-CO<sub>2</sub> g solo seco<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> em NP (FIGURA 1). Com adição de N, os sítios S2 e S4 apresentaram os maiores valores de RMS em relação aos demais. Quando somente P foi adicionado, S2 também apresentou maior atividade microbiana. A adição conjunta de NP teve maior efeito em S1 e S2, sendo que os outros sítios não diferiram estatisticamente entre si. De modo geral, em todos os tratamentos (com e sem adição de nutrientes) os sítios S3 e S8 apresentaram menor taxa de RMS.

Com base na lei de Liebig, pode-se concluir que a atividade microbiana do solo é limitada pelo nutriente mais escasso e por isso sua adição aumentaria os efluxos de CO<sub>2</sub> do solo (LIEBIG, 1842). Contudo, estudos mais recentes têm questionado essa teoria, propondo a existência de limitações múltiplas de nutrientes e interações sinérgicas entre os ciclos dos elementos (KASPARI et al., 2008; TOWNSEND et al., 2011; VITOUSEK et al., 2010). Essa abordagem mais complexa amplia as possibilidades de interpretação dos resultados obtidos neste estudo. Na Figura 1, observou-se que S2 foi um dos sítios que apresentou maior atividade respiratória basal

(sem adição de nutrientes), o que pode ser reflexo do alto valor de COT, NT e CBM naturais do solo desse sítio (TABELA 2). Apesar de S4 possuir apenas 60% do COT encontrado em S2, o alto valor de CBM e, principalmente de P, são sugestivos de boas condições para atuação microbiana. Assim, sugere-se que esses sítios foram em parte limitados pelo N e que as concentrações naturais de C em S2 e de P em S4 contribuíram para os maiores fluxos de CO<sub>2</sub> observados.

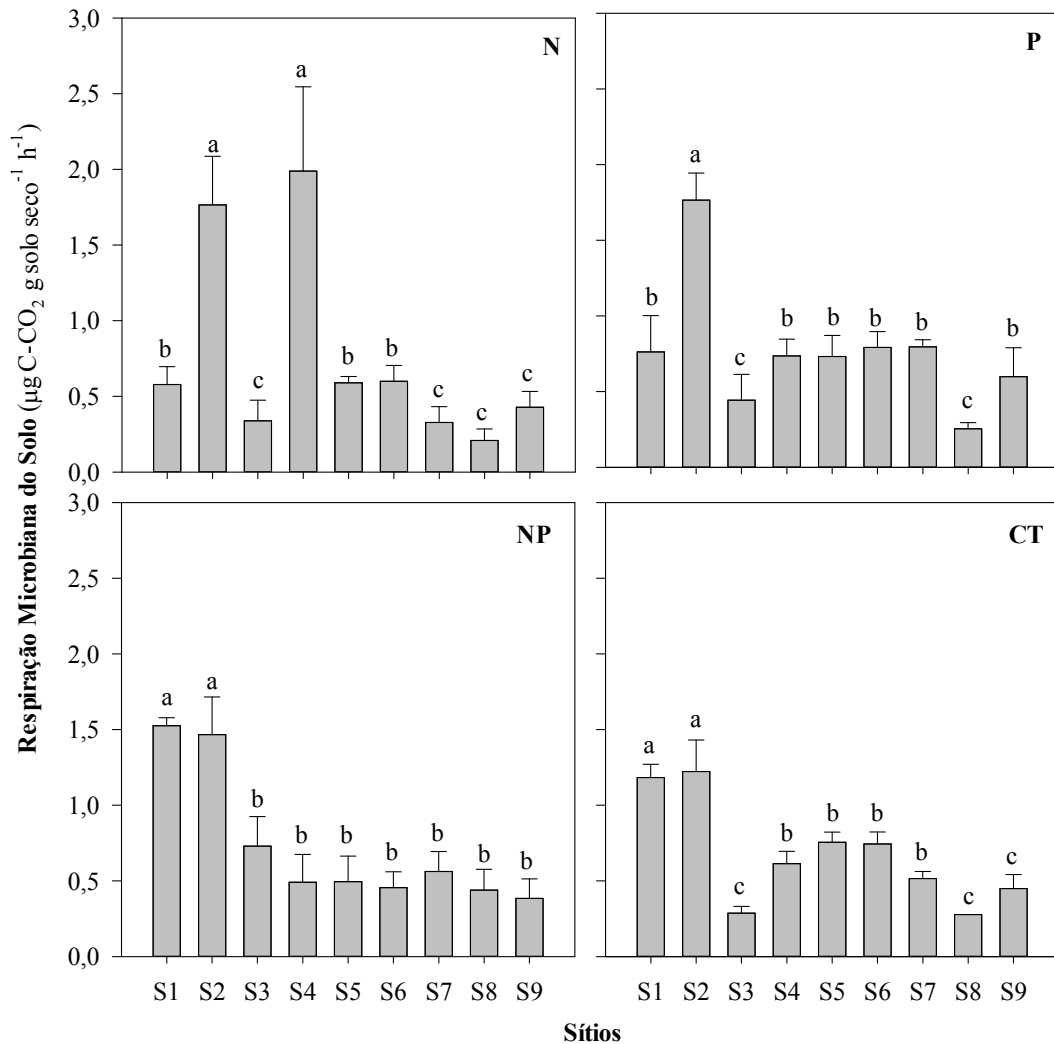


FIGURA 1. Respiração microbiana em resposta à adição de nitrogênio e fósforo em solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado, na profundidade de 0-10 cm. N: nitrogênio; P: fósforo; NP: nitrogênio + fósforo; CT: controle. Os dados representam a média obtida para cada sítio (n=4). S1 (muito argilosa, cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). Em cada tratamento, as médias entre os sítios seguidos por letras similares não diferem significativamente por Scott Knott a 5% de significância. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras.

No sítio S2, quando o N foi adicionado os microrganismos podem ter adquirido P de reservas anteriormente indisponíveis, conforme relataram Liu et al. (2014) e Treseder e Vitousek (2001). E o contrário pode ter ocorrido com adição de P em que maior atividade decompositora da matéria orgânica pode ter sido impulsionada pela demanda microbiana por N (CHEN et al., 2016; POEPLAU et al., 2016a). Segundo Craine et al. (2007), o efeito da fertilização com P é maior quando a quantidade e disponibilidade desse nutriente no solo é baixa. Isso pode explicar o efeito oposto observado entre S2 e S4, com adição isolada de N e P, embora ambos não tenham apresentado diferença significativa quando N foi adicionado. Outros estudos também verificaram aumento na respiração heterotrófica após adição de P, sobretudo em solos limitados por P (CLEVELAND; TOWNSEND, 2006; LIU et al., 2013; POEPLAU et al., 2016a; REED et al., 2011).

A menor resposta da RMS observada nos sítios S3 e S8 pode ser atribuída a múltiplas causas. Entretanto, como esses sítios também apresentaram menor respiração basal, parece razoável sugerir que a qualidade dos substratos orgânicos pode ter refletido nos valores de RMS encontrados. Assim, mesmo em solos com maior teor de MOS a menor qualidade e disponibilidade de C e energia podem limitar a atividade da microbiota (BROADBENT; NORMAN, 1947; FLANAGAN; VAN CLEVE, 1983). O C presente em compostos complexos e recalcitrantes são de difícil acesso por decompositores e o custo metabólico da degradação oxidativa desses compostos é energeticamente menos favorável do que a decomposição de carboidratos mais lábeis (KLOTZBUCHER et al., 2011; McKEE et al., 2016). Alguns autores destacam ainda que formas recalcitrantes como a lignina podem controlar a velocidade de decomposição da MOS em diferentes biomas (CUSACK et al., 2009; HOBBIIE, 2000; MELILLO et al., 1982).

A representação gráfica em radar foi útil para ilustrar o grau de similaridade ou diferença na resposta da RMS dos sítios à adição de N, P e NP em uma única exibição gráfica (FIGURA 2). Uma parte significativa das respostas da RMS dos sítios não foi afetada pela adição de nutrientes que em alguns casos foi suprimida. Na Figura 2, observou-se que os sítios S1, S2 e S4 se destacaram em relação aos demais. Em S1, pode-se notar claramente redução da RMS com adição N e P e aumento em NP, quando comparados ao CT. A atividade respiratória encontrada em S2 seguiu a ordem  $N = P > NP = CT$ . Enquanto para S3 a RMS foi responsiva apenas em NP, em S4 obteve maior atividade com adição somente de N. Por outro lado, os tratamentos contendo N (N e

NP) suprimiram a RMS em S6 e os demais sítios (S5, S7, S8 e S9) não foram alterados pela adição de nutrientes.

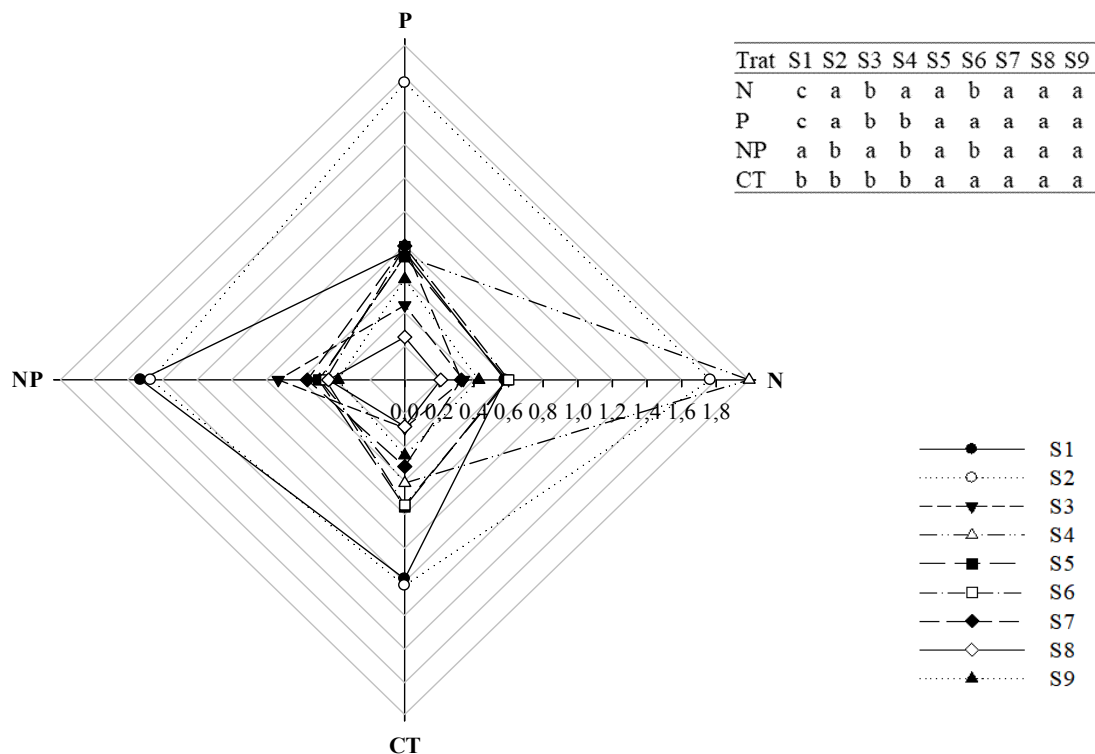


FIGURA 2. Representação gráfica em radar ilustrando a respiração microbiana do solo após adição de nitrogênio e fósforo em solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado; na profundidade de 0-10 cm. N: nitrogênio; P: fósforo; NP: nitrogênio + fósforo; CT: controle. Os dados representam a média obtida para cada sítio (n=4). S1 (muito argilosa; cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). Para o mesmo sítio, as letras similares entre os tratamentos não diferem significativamente por Scott Knott a 5% de significância.

A maior atividade respiratória observada em S1, com adição de NP, contraria os resultados obtidos por Fanin et al. (2015), cujo trabalho não encontrou evidências de interação entre N e P na atividade microbiana do solo. Apesar do valor elevado de COT e CBM encontrados em S1, parece ter ocorrido uma co-limitação por N e P, que pode ser confirmada pela maior decomposição da MOS encontrada em NP e não observada nos tratamentos com a adição isolada desses nutrientes. Embora, N e P possam se tornar escassos, independentemente um do outro, alguns autores relatam que o equilíbrio entre a disponibilidade de N e P é importante, pois seus ciclos estão ligados pela demanda biológica (DAVIDSON; HORWARTH, 2007; ELSER et al., 2007; VITOUSEK et al., 2010). A adição isolada de N pode ter direcionado o C disponível para biomassa

microbiana, justificando o valor de RMS inferior ao CT, conforme relatado por outros autores (CRAINE et al., 2007; MEYER et al., 2018). Entretanto, a não resposta ao P é intrigante, tanto por se tratar de um nutriente que controla os processos metabólicos microbianos quanto pelo fato de S1 ser limitado em P (ELSER et al., 2003; HARTMAN; RICHARDSON, 2013). Talvez as interações sinérgicas entre os ciclos desses nutrientes possam ter direcionado os resultados obtidos.

Ao contrário de S1, no sítio S2 as adições individuais de N e P resultaram em maior mineralização da MOS, o que pode ter ocorrido devido à maior demanda microbiana por P e N, respectivamente. De modo similar a S1, a RMS encontrada em S3 parece ter sido co-limitada por N e P, justificada pelo maior estímulo da RMS, quando esses nutrientes foram adicionados juntos. O sítio S4 foi o único que apresentou maior RMS somente com adição de N e o motivo mais provável está relacionado ao alto teor de P preexistente no solo deste sítio, indicando que a microbiota era limitada em N.

Experimentos com fertilização de N podem gerar resultados positivos, negativos ou neutros sobre a decomposição microbiana e os estoques de MOS do solo (BLAGODATSKAYA et al., 2007; NEFF et al., 2007; WALDROP et al., 2004). Em S6, a RMS foi suprimida quando N foi adicionado e isso pode ser explicado pelo fato de que em sítios com menor disponibilidade de N a adição deste nutriente pode desviar os substratos de C para produção de biomassa microbiana e assim reduzir a respiração (MEYER et al., 2018; POEPLAU et al., 2016b). Os solos de S7, S8 e S9 contêm menor teor de argila e COT (TABELAS 1 e 2), portanto para esses sítios, talvez as taxas de RMS iguais, encontradas nos tratamentos com e sem adição de nutrientes, possam ser reflexo da ausência de fontes de C disponíveis, devido à menor quantidade e qualidade da MOS.

### *3.2 Ensaio 2: C, N e P*

Na perspectiva do aquecimento global e aumento das concentrações de CO<sub>2</sub> na atmosfera, os resultados obtidos neste ensaio podem servir de referência sobre o impacto do aumento esperado de C lábil a partir da serapilheira, exsudatos radiculares e biomassa de raízes finas na demanda microbiana por nutrientes e nos estoques de C no solo (HEIMAN; REICHSTEIN, 2008; LEPPALAMMI-KUJANSUU et al., 2013; YIN et al., 2013). Aqui, a glicose foi utilizada como fonte de C lábil, assim onde se lê “adição de C” deve-se entender que houve adição de glicose.

Na Figura 3 é possível observar que as taxas de RMS encontradas com a adição de C, combinado ou não com N e P, superaram as taxas obtidas quando somente nutrientes foram adicionados (N, P e NP), conforme mostrado na Figura 1. Em relação ao controle (CT), a indução da RMS pela adição de C e nutrientes permitiu maior diferenciação entre os sítios, independentemente do tratamento (FIGURA 3). Wardle (1992) relatou que os microrganismos são geralmente limitados pela disponibilidade de C orgânico. E a rápida decomposição da serapilheira em condições de clima quente e úmidos solos tropicais pode levar a uma forte limitação de C (SOONG et al., 2018). Assim, sem a adição de C lábil e rico em energia nos solos, a demanda microbiana por nutrientes é baixa (MEYER et al., 2018). Esses fatos suportam os resultados de RMS obtidos e podem justificar as maiores taxas médias de RMS encontradas no Ensaio 2 em relação ao Ensaio 1.

Em geral, maiores valores de RMS foram obtidos nos tratamentos CP e CNP. As médias de RMS variaram de 2 a 8,1  $\mu\text{g}$  em C; 1,5 a 8,2  $\mu\text{g}$  em CN; 2,6 a 11,7  $\mu\text{g}$  em CP e de 1,5 a 9,2  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo seco}^{-1} \text{ h}^{-1}$  em CNP (FIGURA 3). A adição de C promoveu maior RMS nos sítios S2 e S4, equivalentes a 8,1 e 7,8  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo seco}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (FIGURA 3). A superioridade de S2 e S4, em relação aos outros sítios, também foi observada no tratamento CN. A combinação dupla CP e tripla CNP indicaram maior estímulo da RMS em S2, S5 e S1, respectivamente. A RMS nos sítios S3, S5, S6, S7, S8 e S9 foi menos afetada que nos demais sítios pela adição de C e CN. De modo geral, entre todos os tratamentos, S9 apresentou menor valor de atividade que os demais sítios estudados (FIGURA 3).

O efeito *priming* é definido como uma decomposição extra do C orgânico do solo após adição de substâncias facilmente decomponíveis, como a glicose, por exemplo (DALENBERG; JAGER, 1989). Segundo Kuzyakov et al. (2000; 2010), a ciclagem da MOS pode ser submetida a fortes mudanças a curto prazo, sendo acelerada (efeito *priming* positivo) ou retardada (efeito *priming* negativo) em relação à tratamentos comparativos. Entretanto, o efeito *priming* é frequentemente mais positivo do que negativo (ZHANG et al., 2013). Embora as causas, mecanismos e fontes geradoras do efeito *priming* ainda não tenham sido elucidadas, Murphy et al. (2015) relataram que esse efeito tem sido cada vez mais interpretado como uma resposta microbiana à deficiência de nutrientes. Além disso, o fornecimento de C lábil pode ser utilizado pelos microrganismos para decompor a MOS que é mais recalcitrante, porém rica em N e P

(CRAINE et al., 2007; FONTAINE et al., 2011; MURPHY et al., 2015; SCHIMEL; WEINTRAUB, 2003).

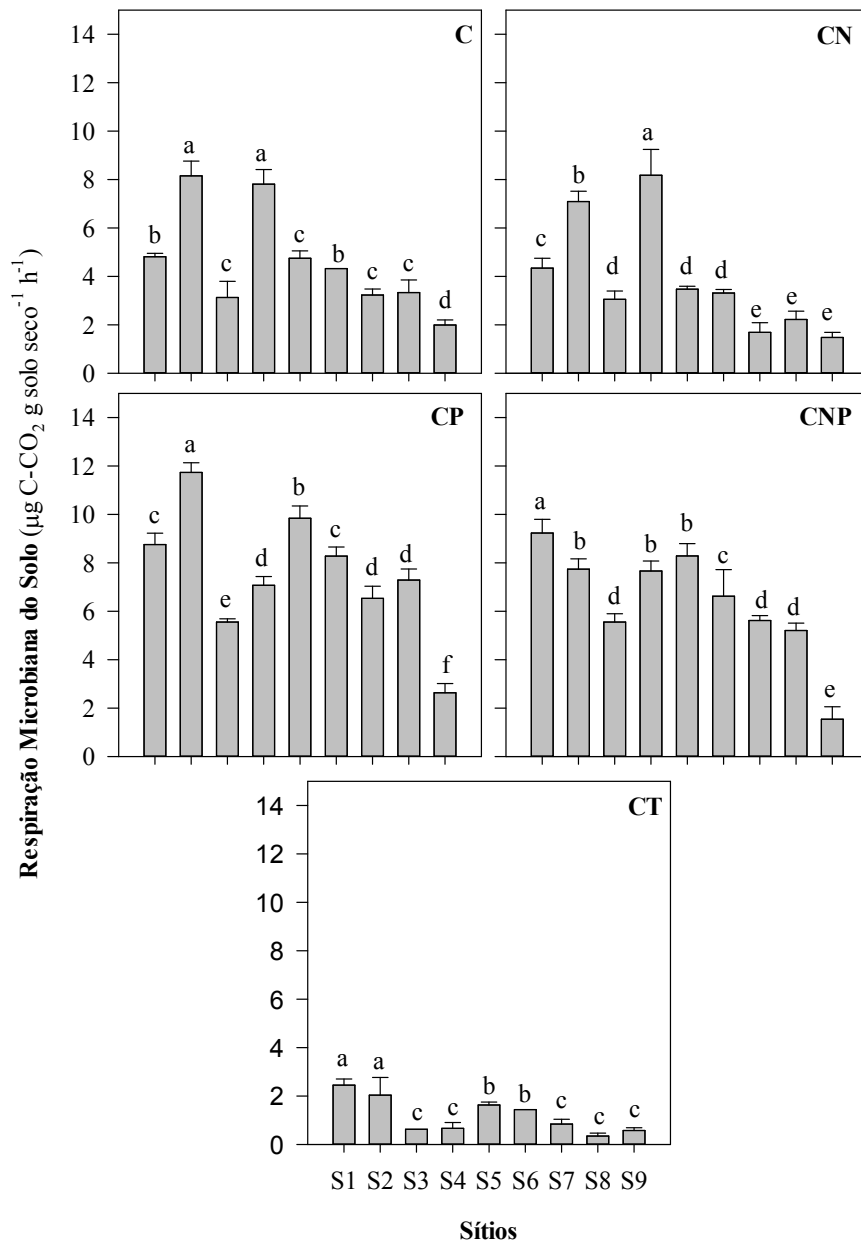


FIGURA 3. Respiração microbiana em resposta à adição de fontes de carbono, nitrogênio e fósforo em solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado, na profundidade de 0-10 cm. C: carbono; CN: carbono + nitrogênio; CP: carbono + fósforo; CNP: carbono + nitrogênio + fósforo; CT: controle. Os dados representam a média obtida para cada sítio (n=4). S1 (muito argilosa, cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). Em cada tratamento as médias entre os sítios seguidos por letras similares não diferem significativamente por Scott Knott a 5% de significância. Os intervalos de confiança da RMS a 5% são mostrados sobre as barras.

Nesse sentido, a maior atividade encontrada nos sítios S2 e S4 pode ser explicada pelo estímulo à mineralização da MOS para aquisição microbiana de N ou P, conforme demanda microbiana (DIJKSTRA et al., 2013). Com base nos resultados obtidos no Ensaio 1, acredita-se que a maior atividade encontrada em S2 e S4 esteja relacionada à alta biomassa existente nesses solos e também à atuação microbiana na mineralização de P e N, respectivamente. Em CN, observou-se que S4 foi mais limitado que S2 em N, o qual também respondeu positivamente às entradas de C e N no solo. Em CP, a RMS em S2 respondeu à adição de P indicando que esse sítio realmente parece ter sido limitado por esse nutriente. Além disso, apesar de S5 possuir  $39,1 \text{ g C kg}^{-1}$  solo acredita-se que esse C estava predominantemente em formas mais indisponíveis à microbiota, o que resultou em uma provável co-limitação por C e P, já que no Ensaio 1 a adição de nutrientes não resultou em aumento na RMS desse sítio.

Em geral, as taxas de RMS nos sítios S3, S5, S6, S7, S8 e S9 parecem ter sido fortemente limitadas pelo P. Essa hipótese é reforçada quando analisamos as respostas da RMS desses sítios em relação aos demais na adição de C e CN em comparação a CP e CNP. Como S9 possui concentrações muito baixas de COT, CBM e NT (Tabela 2) sugere-se que a quantidade e qualidade da MOS possam ter afetado significativamente a decomposição microbiana nesse sítio. Além disso, a comunidade microbiana constituída por microrganismos mais adaptados a condições restritas de nutrientes (microrganismos oligotróficos) pode ter contribuído com os menores valores de RMS observados, conforme abordado por Fierer et al. (2012).

Na Figura 4, o gráfico de radar mostra a resposta da RMS dos sítios à adição de C, CN, CP, CNP e o tratamento controle (CT). É válido ressaltar que em todos os tratamentos, os sítios apresentaram valor médio de RMS superior aos respectivos controles. Em geral, observa-se que a maioria dos sítios teve a RMS estimulada principalmente pela combinação CP, seguido por CNP. De acordo com Elser et al. (2003), o C e o N são necessários para compor e manter as paredes celulares e enzimas microbianas e o P controla os processos metabólicos e pode estar menos intrinsecamente ligado à biomassa microbiana. Por isso, o crescimento microbiano tende a responder mais à adição de C e N e as taxas de respiração podem ser mais responsivas à fertilização com P do que N (HARTMAN; RICHARDSON, 2013). E como nos solos tropicais há reconhecida restrição de P disponível, também admitida para a maioria dos solos aqui estudados a decomposição da MOS para obter P é uma via potencial de acesso a esse nutriente (CRAINE et al., 2007; DIJKSTRA et al., 2013;



CLEVELAND; TOWNSEND, 2006; LIU et al., 2013; REED et al., 2011). Além disso, segundo Schimel e Weintraub (2003) a presença de N pode reduzir o efeito *priming* e dessa forma o C ser usado mais eficientemente para formação de biomassa microbiana.

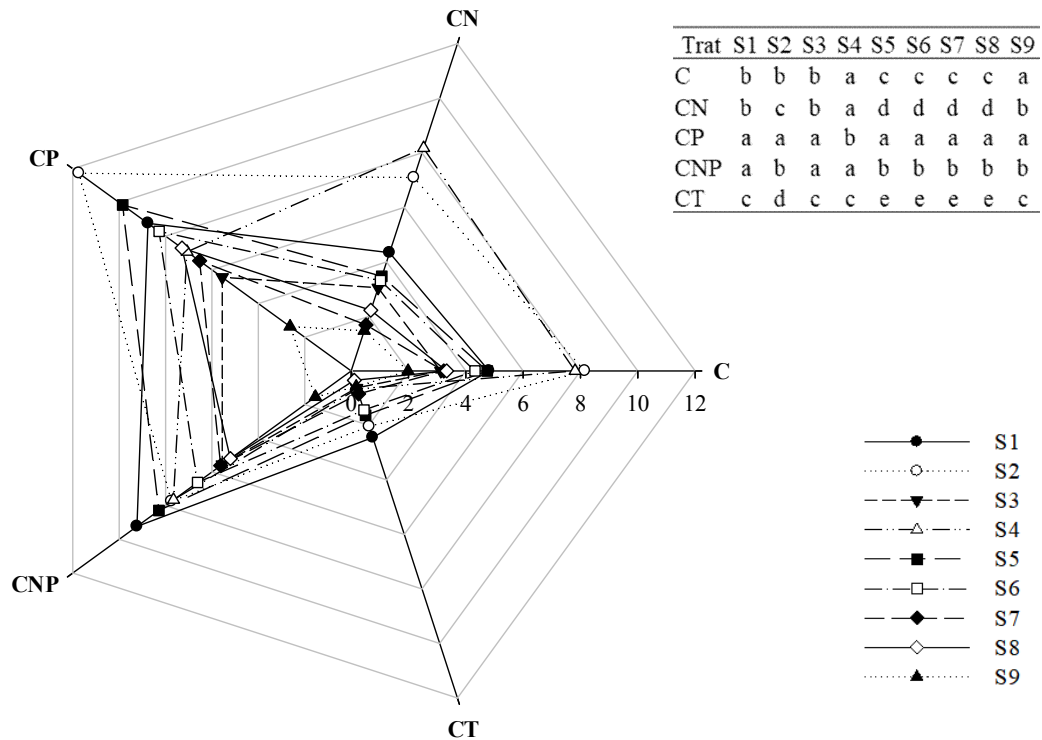


FIGURA 4. Representação gráfica em radar ilustrando a respiração microbiana do solo após adição de carbono, nitrogênio e fósforo em solos de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado; na profundidade de 0-10 cm. C: carbono; CN: carbono + nitrogênio; CP: carbono + fósforo; CNP: carbono + nitrogênio + fósforo; CT: controle. Os dados representam a média obtida para cada sítio (n=4). S1 (muito argilosa, cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S5 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta). Para o mesmo sítio, as letras similares entre os tratamentos não diferem significativamente por Scott Knott a 5% de significância.

Essas informações ajudam a explicar as maiores respostas da RMS dos sítios na presença de P e também fornecem subsídios para justificar a redução na RMS observada em S2, S5, S6, S7, S8 e S9 no tratamento CNP em relação a CP, e também em S5, S6, S7 e S8 na adição CN em relação aos outros tratamentos com adição de nutrientes. Cleveland et al. (2006) trabalhando com os mesmos tratamentos utilizados neste estudo em solos de floresta tropical limitados em P, encontraram valores de RMS

na ordem  $CP > C > CN > CNP$ . Os autores justificaram que os fluxos de  $CO_2$  foram suprimidos pela adição de N mas estimulados por P.

Em contraste, S4 apresentou padrão de resposta diferente dos outros sítios. A RMS em S4 foi obtida nesta ordem  $C = CN = CNP > CP$ ; o que refletiu em maior efeito estimulante da RMS nas adições de C e N já que o solo deste sítio possuía elevado teor natural de P. A baixa disponibilidade de C, P e de biomassa microbiana no sítio S9 pode ter contribuído para as maiores respostas de RMS nos tratamentos com adição de C e CP, além de justificar o maior investimento em biomassa microbiana quando CN e CNP foram adicionados.

### *3.3 Análise de Componentes Principais (ACP)*

A ACP foi utilizada com intuito de avaliar de forma conjunta os resultados de RMS dos sítios em resposta à adição de C, N, P, CN, CP, NP e CNP (FIGURA 5). Os eixos 1 e 2 explicaram mais de 76% da variância total. Em geral, observou-se que os solos dos sítios S1, S2, S4 e S5 foram separados dos demais ao longo do eixo 1, o qual representou 60,3% da variabilidade do conjunto de dados (FIGURA 5). Os sítios puderam ser separados em quatro grupos principais, o primeiro formado por S1, S4 e S5; o segundo por S2; o terceiro por S3, S6, S7, S8 e o último por S9. Os resultados indicaram que apenas quatro (S1, S2, S4, S5) dos nove sítios estudados foram mais fortemente influenciados pela adição de C e nutrientes nos solos. Enquanto a adição tripla CNP foi mais importante para os sítios S1, S4 e S5, em S2 as adições isoladas de N e P tiveram maior efeito sobre a RMS deste sítio. Em contraste, S9 não se correlacionou com a adição de nutrientes e os sítios S3, S6, S7 e S8 foram influenciados de forma intermediária pela adição de C e nutrientes.

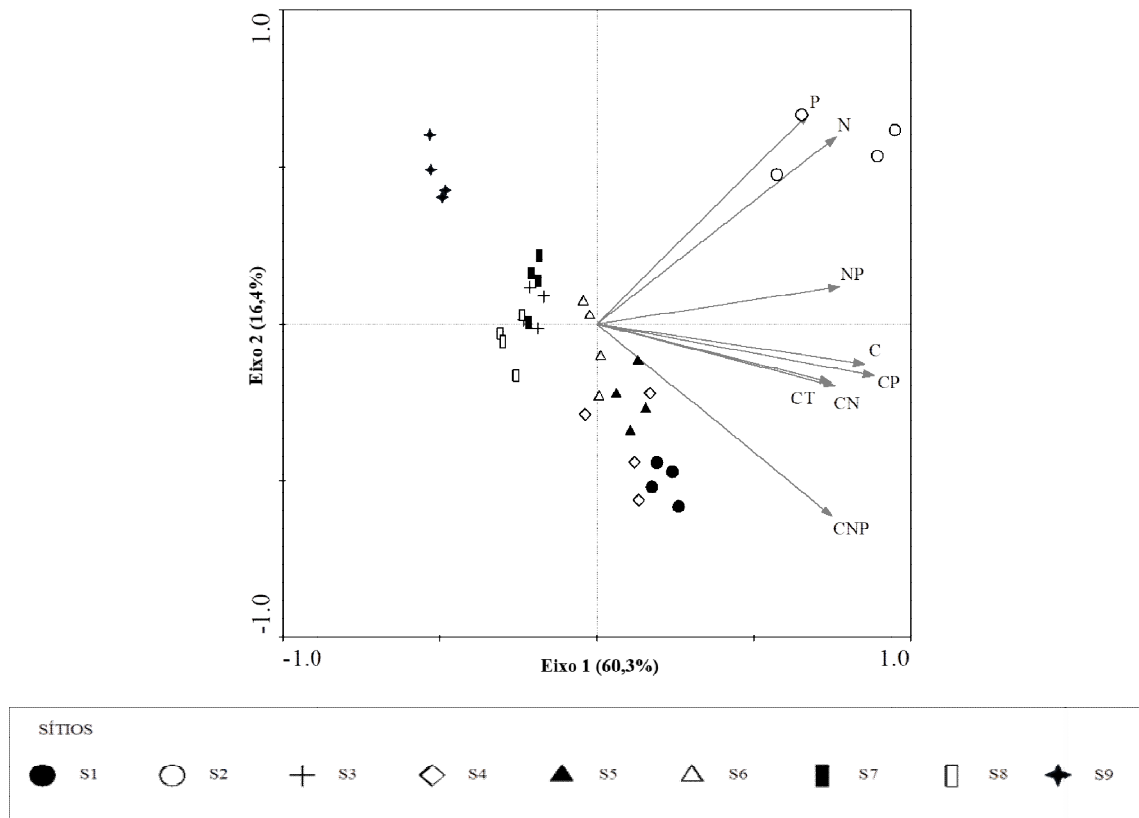


FIGURA 5. Análise de componentes principais (APC) biplot de amostras ordenadas de solo de diferentes ecossistemas naturais do bioma Cerrado; a 0-10 cm de profundidade. C: carbono; N: nitrogênio; P: fósforo; CN: carbono + nitrogênio; CP: carbono + fósforo; CNP: carbono + nitrogênio + fósforo; NP: nitrogênio + fósforo; CT: controle. S1 (muito argilosa, cerradão); S2 (muito argilosa, floresta); S3 (muito argilosa, cerrado stricto sensu); S4 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S6 (argilosa, floresta); S7 (argilosa, cerradão); S8 (média, cerradão); S9 (arenosa, floresta).

## 4 CONCLUSÕES

Conclui-se que o aumento na disponibilidade de C lábil refletiu em maior emissão de CO<sub>2</sub> dos solos de ecossistemas naturais do bioma Cerrado. Entretanto, a intensidade dessa emissão foi regulada pela disponibilidade de C e nutrientes preexistentes no solo de cada sítio. Em geral, as maiores perdas de C foram observadas com aumento da disponibilidade de CP; e nos sítios com provável menor quantidade de N disponível a adição desse nutriente, de forma isolada ou combinada, reduziram as perdas de C do solo. Na perspectiva das mudanças climáticas globais, os solos naturais do Cerrado apresentaram potencial para aumentar a emissão de CO<sub>2</sub> via respiração heterotrófica, porém cada ecossistema deve ser avaliado de forma particularizada já que a fertilidade natural pode influenciar de maneira distinta a ciclagem do C nos solos.

## REFERÊNCIAS

- BARANTAL, S.; SCHIMANN, H.; FROMIN, N.; HATTENSCHWILER, S. Nutrient and carbon limitation on decomposition in an Amazonian moist forest. **Ecosystems**, Oxford, v. 15, p. 1039-1052, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9564-9>
- BLACK, C. A. **Methods of Soil analysis**. Madison: (ed.) American Society Inc. Publishing, 1965, p. 770–779.
- BLAGODATSKAYA, E. V.; BLAGODATSKY, S. A.; ANDERSON, T. H.; KUZUYAKOV, Y. Priming effects in Chernozem induced by glucose and N in relation to microbial growth strategies. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 37, p. 95-105, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.05.002>
- BOND-LAMBERT, B.; THOMSON, A. Temperature associated increased in the global soil respiration record. **Nature**, London, v. 46, p. 579-582, 2010. <https://doi.org/10.1038/nature08930>
- BOND-LAMBERTY, B.; BAILEY, V.; CHEN, M.; GOUGH, C. M.; VARGAS, R. Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades. **Nature**, London, v. 560, p. 80-83, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0358-x>
- BRAUN, S.; THOMAS, V. F.; QUIRING, R.; FLUCKIGER, W. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus, **Environmental Pollution**, New York, v. 158, p. 2043-2052, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.11.030>
- BROADBENT, F. E.; NORMAN, A. G. Some factors affecting the availability of organic nitrogen in soil—a preliminary report. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, p. 264–267, 1947. <https://doi.org/10.2136/sssaj1947.036159950011000C0050x>
- BUSTAMANTE, M. M. C.; MARTINELLI, L. A.; SILVA, D. A.; CAMARGO, P. B.; KLINK, C. A.; DOMINGUES, T. F.; SANTOS, R. V. <sup>15</sup>N natural abundance in wood plants and soils of central Brazilian savannas (Cerrado). **Ecological Applications**, Washington, v. 14, p. 200-213, 2004. <https://doi.org/10.1890/01-6013>
- CAI, Y.; PENG, C.; QIU, S.; LI, Y.; GAO, Y. Dichromate digestion-spectrophotometric procedure for determination of soil microbial biomass carbon in association with fumigation-extraction. **Communications in Soil Science and Planta Analysis**, New York, v. 42, p. 2824–2834, 2011. <https://doi.org/10.1080/00103624.2011.623027>
- CHEN, Y.; SUN, T. T.; QIAN, H. Y.; FAN, J. B.; HE, Y. Q.; SUN, B. Nitrogen mineralization as a result of phosphorus supplementation in long-term phosphate deficient soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 106, p. 24-32, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.04.019>
- CLEVELAND, C. C.; TOWNSEND, A. R.; SCHMIDT, S. K. Phosphorus limitation of microbial processes in moist tropical forests: evidence from short-term laboratory

incubations and field studies. **Ecosystems**, Oxford, v. 5, p. 680-691, 2002. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0202-9>

CLEVELAND, C. C.; TOWNSEND, A. R. Nutrient additions to a tropical rain forest drive substantial soil carbon dioxide losses to the atmosphere. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, United States, v. 103, p. 10316-10321, 2006. <https://doi.org/10.1073/pnas.0600989103>

CLEVELAND, C. C.; REED, S. C.; TOWNSEND, A. R. Nutrient regulation of organic matter decomposition in a tropical rain forest. **Ecology**, Arizona, v. 87, p. 492-503, 2006. <https://doi.org/10.1890/05-0525>

CRAINE, J. M.; MORROW, C.; FIERER, N. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. **Ecology**, Arizona, v. 88, p. 2105-2113, 2007. <https://doi.org/10.1890/06-1847.1>

CUSACK, D. F.; CHOU, W. W.; YANG, W. H.; HARMON, M.E.; SILVER, W.L.; LIDET, T. Controls on long-term root and leaf litter decomposition in neotropical forests. **Global Change Biology**, Oxford, v. 15, p. 1339-1355, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01781.x>

DAVIDSON, E. A.; HOWARTH, R. W. Environmental science-nutrients in synergy. **Nature**, London, v. 449, p. 1000-1001, 2007. <https://doi.org/10.1038/4491000a>

DIJKSTRA, F. A.; CARRILLO, Y.; PENDALL, E.; MORGAN, J. A. Rhizosphere priming: a nutrient perspective. **Frontiers in Microbiology**, United States, v. 4, n. 216, 2013. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00216>

DING, J. Z.; CHEN, L. Y.; CHEN, B. B.; ZHANG, L.; LIU, G. B.; YANG, K.; FANG, Y. L.; CHEN, F.; LI, D.; KOU, C. J.; JI, Y. Q.; LUO, Y. H. Linking temperature sensitivity of soil CO<sub>2</sub> release to substrate, environmental and microbial properties across alpine ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles**, New Haven, v. 30, p. 1310-1323, 2016. <https://doi.org/10.1002/2015GB005333>

ELSER, J. J.; ACHARYA, K.; KYLE, M.; COTNER, J.; MAKINO, W.; MARKOW, T.; WATTS, T.; HOBBIE, S.; FAGAN, W.; SCHADE, J.; HOOD, J.; STERNER, R. W. Growth rate–stoichiometry couplings in diverse biota. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, p. 936-943, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00518.x>

ELSER, J. J.; BRACKEN, M. E. S.; CLEVELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J.E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, Oxford, v. 10, p. 1135-1142, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353 p.

FANG, C.; YE, J.; GONG, Y.; PEI, J.; YUAN, Z.; XIE, C.; ZHU, Y.; YU, Y. Seasonal responses of soil respiration to warming and nitrogen addition in a semi-arid

- alfalfapasture of the Loess Plateau, China. **Science of the Total Environment**, China, v. 590, p. 729–738, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.034>
- FANIN, N.; HATTENSCHWILER, S.; SCHIMANN, H.; FROMIN, N. Interactive effects of C, N and P fertilization on soil microbial community structure and function in a Amazonian rain forest. **Functional Ecology**, London, v. 29, p. 140-150, 2014. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12329>
- FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de micro-ondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 23, p. 991-996, 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000400026>
- FERREIRA, D. F. SISVAR: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, p. 1039-1042, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>
- FIERER, N.; LAUBER, C. L.; RAMIREZ, K. S.; ZANEVELD, J.; BRADFORD, M. A.; KNIGHT, R. Comparative metagenomic, phylogenetic, and physiological analyses of soil microbial communities across nitrogen gradients. **The ISME Journal**, United Kingdom, v. 6, p. 1007-1017, 2012. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.159>
- FISK, M.; SANTANGELO, S.; MINICK, K. Carbon mineralization is promoted by phosphorus and reduced by nitrogen addition in the organic horizon of northern hardwood forests. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 81, p. 212-218, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.022>
- FLANAGAN, P. W.; VAN CLEVE, K. Nutrient cycling in relation to decomposition and organic-matter quality in taiga ecosystems. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 13, p. 795–817, 1983. <https://doi.org/10.1139/x83-110>
- FONTAINE, S.; HENAULT, C.; AAMOR, A.; BDIQUI, N.; BLOOR, J. M. G.; MAIRE, V.; MARY, B.; REVAILLOT, S.; MARON, P.A. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 43, p. 86-96, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.017>
- FRIEDLINGSTEIN, P. COX, P.; BETTS, R.; BOPP, L.; von BLOH, W.; BROWKIN, V.; CADULE, P.; DONEY, S.; EBY, M.; FUNG, I.; BALA, G.; JOHN, J.; JONES, C.; JOSS, F.; KATO, T.; KAWAMIYA, M.; KNORR, W.; SCHNITZLER, K.; SCHNUR, R.; STRASSMANN, K.; WEAVER, A. J.; YOSHIKAWA, C.; ZENG., N. Climate-carbon, cycle feedback analysis: results from the C<sup>4</sup> MIP Model Intercomparison. **Journal of Climate**, United States, v. 19, p. 3337-3353, 2006. <https://doi.org/10.1175/JCLI3800.1>
- GOEDERT, W. J. **Solos dos Cerrados-Tecnologias e estratégias de manejo**. Brasília: (ed.) EMBRAPA-CPAC, 1987.
- GRAU, O.; PENUELAS, J.; FERRY, B.; FREYCON, V.; BLANC, L.; DESPREZ, M.; BARALOTO, C.; CHAVE, J.; DESCROIX, L.; DOURDAIN, A.; GUITET, S.; JANSSENS, I. A.; SARDANS, J.; HERAULT, B. Nutrient-cycling mechanisms other

than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils. **Nature**, London, v. 7, n.45017, 2017. <https://doi.org/10.1038/srep45017>

GREEN, J. K.; KONINGS, A. G.; ALEMOHAMMAD, S. H.; BERRY, J.; ENTEKHABI, D.; KOLASSA, J.; LEE, J.; GENTINE, P. Regionally strong feedbacks between the atmosphere and terrestrial biosphere. **Nature Geoscience**, London, v. 10, p. 410-414, 2017. <https://doi.org/10.1038/ngeo2957>

HARTMAN, W. H.; RICHARDSON, C. J. Differential nutrient limitation of soil microbial biomass and metabolic quotients (qCO<sub>2</sub>): is there a biological stoichiometry of soil microbes? **PLoS One**, Oxford, v. 8, n. 57127, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057127>

HEIMANN, M.; REICHSTEIN, M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. **Nature**, London, v. 451, p. 289-292, 2008. <https://doi.org/10.1038/nature06591>

HOBBIE, S. E. Interactions between litter lignin and soil nitrogen availability during leaf litter decomposition in a Hawaiian Montane forest. **Ecosystems**, Oxford, v. 3, p. 484-494, 2000. <https://doi.org/10.1007/s100210000042>

ILSTEDT, U.; SINGH, S. Nitrogen and phosphorus limitations of microbial respiration in a tropical phosphorus-fixing acrisol (ultisol) compared with organic compost. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 37, p. 1407-1410, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.01.002>

KASPARI, M.; GARCIA, M.N.; HARMS, K.E.; SANTANA, M.; WRIGHT, S.J.; YAVITT, J.B. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, p. 35-43, 2008.

KLOTZBUCHER, T.; KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; GATZEK, C.; KALBITZ, K. A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter. **Ecology**, California, v. 92, p. 1052-1062, 2011. <https://doi.org/10.1890/10-1307.1>

KOCHY, M.; HIEDERER, R.; FREIBAUER, A. Global distribution of soil organic carbon – Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. **Soil**, [s. l.], v. 1, p. 351-365, 2015. <https://doi.org/10.5194/soil-1-351-2015>

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 32, p. 1485-1498, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00084-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00084-5)

KUZYAKOV, Y. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 42, p. 1363-1371, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.04.003>

LEPPÄLAMMI-KUJANSUU, J.; OSTONEN, I.; STRÖMGREN, M.; NILSSON, L. O.; KLEJA, D. B.; SAH, S. P.; HELMISAARI, H. S. Effects of long-term temperature and nutrient manipulation on Norway spruce fine roots and mycelia production. **Plant**



**and Soil**, Netherland, v. 366, p. 287-303, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1431-0>

LIEBIG, J. **Animal Chemistry or Organic Chemistry in its Application to Physiology and Pathology**. New York: (ed.) Johnson Reprint Corporation, 1842.

LIU, L.; ZHANG, T.; GILLIAM, F. S.; GUNDERSEN, P.; ZHANG, W.; CHEN, H.; MO, J. Interactive effects of nitrogen and phosphorus on soil microbial communities in a tropical forest. **PLoS One**, Spain, v. 8, n. 61188, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061188>

LIU, L.; ZHANG, T.; GILLIAM, F. S.; GUNDERSEN, P.; ZHANG, W.; CHEN, H.; MO, J. Interactive effects of nitrogen and phosphorus on soil microbial communities in a tropical forest. **PLoS One**, Spain, v. 8, n. 61188, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088070>

LIU, X.; MENG, W.; LIANG, G.; LI, K.; XU, W.; HUANG, L.; YAN, J. Available phosphorus in forest soil increases with soil nitrogen but not total phosphorus: evidence from subtropical forests and a pot experiment. **PLoS One**, Spain, v. 9, n. 88070, 2014.

MARTINELLI, L. A.; PICOLLO, M. C.; TOWNSEND, A. R.; VITOUSEK, P. M.; CUEVAS, E.; McDOWELL, W.; ROBERTSON, G. P.; SANTOS, O. C. TRESEDER, K. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 45-65, 1999. [https://doi.org/10.1007/978-94-011-4645-6\\_3](https://doi.org/10.1007/978-94-011-4645-6_3)

McKEE, G. A.; SOONG, J. L.; CALDERON, F. J.; BORCH, T.; COTRUFO, M. F. An integrated spectroscopic and wet chemical approach to investigate grass litter decomposition chemistry. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 128, p. 107-123, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0197-5>

MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, California, v. 63, p. 621-626, 1982. <https://doi.org/10.2307/1936780>

MEYER, N.; WELP, G.; RODIONOV, A.; BORCHARD, N.; MARTIUS, C.; AMELUNG, W. Nitrogen and phosphorus supply controls soil organic carbon mineralization in tropical topsoil and subsoil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 119, p. 152-161, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.024>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **O bioma Cerrado**. [S. l.: s. n] Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. Acesso em: 10 nov. 2018.

MURPHY, C. J.; BAGGS, E. M.; MORLEY, N.; WALL, D. P.; PATERSON, E. Rhizosphere priming can promote mobilisation of N-rich compounds from soil organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 81, p. 236-243, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.027>

NARDOTO, G. B. 2000. **Efeitos de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado stricto sensu**. (Tese de Doutorado) - Universidade de Brasília, UNB, Brasília, 2000.

NEFF, J. C.; TOWNSEND, A. R.; GLEIXNER, G.; LEHMAN, S. J.; TURNBULL, J.; BOWMAN, W. D. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. **Nature**, London, v. 419, p. 915-917, 2002. <https://doi.org/10.1038/nature01136>

PENUÉLAS, J.; SARDANS, J.; RIVAS-UBACH, A.; JANSSENS, I.A. The human-induced imbalance between C, N and P in Earth's life system. **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, p. 3–6, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02568.x>

PINTO, A. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KISSELLE, K.; BURKE, R.; ZEEP, R.; VIANA, L. T.; VARELLA, R. F.; MOLINA, M. 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**, Malden, v. 107, p. 8089-8095, 2002. <https://doi.org/10.1029/2001JD000342>

POEPLAU, C.; BOLINDER, M.A.; KIRCHMANN, H.; KATTERER, T. Phosphorus fertilisation under nitrogen limitation can deplete soil carbon stocks: evidence from Swedish meta-replicated long-term field experiments. **Biogeosciences**, [s. l.], v. 13, 1119-1127, 2016a. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1119-2016>

POEPLAU, C.; HERRMANN, A.M.; KÄTTERER, T. Opposing effects of nitrogen and phosphorus on soil microbial metabolism and the implications for soil carbon storage. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 100, p. 83-91, 2016b. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.05.021>

REED, S.; VITOUSEK, P.; CLEVELAND, C. Are patterns in nutrient limitation belowground consistent with those aboveground: results from a 4 million year chronosequence. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 106, p. 323-336, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9522-6>

SÁ JÚNIOR, A. **Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Água e Solo) – Universidade Federal de Lavras, UFV, Lavras, 2009.

SANCHEZ, P. A.; BRAND, D. E.; VILLACHICA, J. H.; NICHOLAIDES, J. J. Amazon Basin soils: management for continuous crop production. **Science**, Washington, v. 216, p. 821-827, 1982. <https://doi.org/10.1126/science.216.4548.821>

SCHARLEMANN, J. P. W.; TANNER, E.V.J.; HIEDERER, R.; KAPOS, V. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. **Carbon Management**, Ahmedabad, v. 5, p. 81-91, 2014. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>

SCHIMEL, J. P.; WEINTRAUB, M. N. The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 35, p. 549-563, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00015-4)

SILVA, J. W.; GUIMARÃES, E. C.; TAVARES, M. Variabilidade temporal da precipitação mensal e anual na estação climatológica de Uberaba-MG. **Ciência**

**Agrotecnologia**, Lavras, v. 27, p. 665–674, 2003. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542003000300023>

SINSABAUGH, R. L.; LAUBER, C. L.; WEINTRAUB, M. N.; AHMED, B.; ALLISON, S. D.; CRENSHAW, C.; CONTOSTA, A. R.; CUSACK, D.; FREY, S.; GALLO, M.E. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, p. 1252-1264, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x>

SOLBRIG, O. T. **The diversity of the savanna ecosystem**. In: Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes. SOLBRIG, T. O.; MEDINA, E.; SILVA, J.A. Heidelberg: (ed.) Springer-Verlag, 1996, p. 1-27. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_1)

SOONG, J. L.; MARANON-JIMENEZ, S.; COTRUFO, M. F.; BOECKX, P.; BODÉ, S.; GUENET, B.; PENUELAS, J.; RICHTER, A.; STAHL, C.; VERBRUGGEN, E.; JANSSENS, I. A. Soil microbial CNP and respiration responses to organic matter and nutrient additions: Evidence from a tropical soil incubation. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 122, p. 141-149, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.04.011>

STOTZKY, G.; NORMAN, A. G. Factors limiting microbial activities in soil: The level of substrate, nitrogen and phosphorus. **Archives of Microbiology**, Germany, v. 40, p. 341-369, 1961. <https://doi.org/10.1007/BF00422050>

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: **Methods of Soil Analysis**. Madison: (ed.) ASA, 1965. p. 1550–1570.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. **J. Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995, 174 p.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2017. 573 p.

TOWNSEND, A. R.; CLEVELAND, C.; HOULTON, B.; ALDEN, C.; WHITE, J. W. C. Multi-element regulation of the tropical forest carbon cycle. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 9, p. 9-17, 2011. <https://doi.org/10.1890/100047>

TRESEDER, K. K.; VITOUSEK, P. M. Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of N and P in Hawaiian rain forests. **Ecology**, California, v. 82, p. 946-954; 2001. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0946:EOSNAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0946:EOSNAO]2.0.CO;2)

TU, L. H., HU, T. XING, ZHANG, J., LI, X. W., HU, H. L., LIU, L., XIAO, Y. L. Nitrogen addition stimulates different components of soil respiration in a subtropical bamboo ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 58, p. 255-264, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.12.005>

- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass c. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 703–707, 1987. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- VANHALA, P.; KRISTIINA, K.; HANNU, F.; MIKKO, T.; PETER, P.; VEIKKO, K.; LISKI, J. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in southern and northern areas of the boreal forest zone. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 40, p. 1758–1764, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.02.021>
- VITOUSEK, P. M., SANFORD, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, California, v. 17, p. 137-167, 1986. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.17.1.137>
- VITOUSEK, P. M.; PORDER, S.; HOULTON, B. Z.; CHADWICK, O. A. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. **Ecological Applications**, Washington, v. 20, p. 5-15, 2010. <https://doi.org/10.1890/08-0127.1>
- WALDROP, M. P.; ZAK, D. R.; SINSABAUGH, R. L.; GALLO, M.; LAUBER, C. Nitrogen deposition modifies soil carbon storage through changes in microbial enzymatic activity. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, p. 1172–1177, 2004. <https://doi.org/10.1890/03-5120>
- WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 67, p. 321-358, 1992. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1992.tb00728.x>
- WHITAKER, J.; OSTLE, N.; NOTTINGHAM, A. T.; CCAHUANA, A.; SALINAS, N.; BARDGETT, R. D.; MEIR, P.; McNAMARA, N.P. Microbial community composition explains soil respiration responses to changing carbon inputs along an Andes-to-Amazon elevation gradient. **Journal of Ecology**, Illinois, v. 102, p. 1058-1071, 2014. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12247>
- YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 19, p. 1467–1476, 1988. <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>
- YIN, H.; LI, Y.; XIAO, J.; XU, Z.; CHENG, X.; LIU, Q. Enhanced root exudation stimulates soil nitrogen transformation in a subalpine coniferous forest under experimental warming. **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, p. 2158-2167, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12161>
- ZHANG, W.; WANG, X.; WANG, S. Addition of external organic carbon and native soil organic carbon decomposition: a meta-analysis. **PloS One**, Spain, v. 8, n. 54779, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054779>



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Cerrado tem grande importância para o setor agropecuário brasileiro, assim uma forte pressão sobre os ecossistemas naturais e serviços ecossistêmicos fornecidos pelos solos deste bioma vem sendo desenhada há décadas. Além da conversão de áreas naturais em agrossistemas, o efeito das mudanças ambientais globais nos processos microbianos do solo como aumentos de temperatura, deposição de nitrogênio e entradas de carbono lábil em solos naturais dessa região ainda são desconhecidos. Nesse sentido, este estudo é um dos primeiros a determinar os indicadores microbianos de qualidade do solo em ecossistemas naturais do bioma Cerrado e é o primeiro a avaliar o efeito do aumento de temperatura, carbono e nutrientes na atividade microbiana total do solo nesses ecossistemas.

O funcionamento dos solos envolve múltiplos fatores que interagem entre si e podem refletir em diferenças nos indicadores de qualidade. A textura do solo e o tipo de fitofisionomia são alguns desses fatores, assim sítios de textura muito argilosa e de fitofisionomia do tipo Floresta apresentam elevada atividade e carbono da biomassa microbiana. Enquanto o carbono da biomassa microbiana possui alta sensibilidade em diferenciar sítios independente da classe textural ou do tipo de vegetação a atividade da arilsulfatase foi eficaz na separação de sítios de mesma classe textural e fitofisionomias diferentes. O alto valor de atividade encontrado para as fosfatases indica o importante papel desse indicador para o funcionamento dos ecossistemas estudados.

Embora os solos com maior percentual de argila tenham apresentado elevada produção de CO<sub>2</sub> microbiano sob aumento de temperatura a sensibilidade da respiração microbiana à temperatura (Q<sub>10</sub>) foi maior nos solos menos argilosos, indicando que em condições de aquecimento global a respiração microbiana dos solos mais arenosos será mais afetada do que dos solos mais argilosos. O efeito do nitrogênio no valor de Q<sub>10</sub> não pode ser generalizado, pois as propriedades físico-químicas dos solos exercem forte influência sobre este índice. Por fim, diante da previsão de aumento na entrada de fontes lábeis de carbono, os ecossistemas estudados apresentam potencial de aumento nas perdas de carbono armazenado nos solos, contudo a intensidade dessas perdas é dependente da disponibilidade carbono e nutrientes preexistentes nos solos.

Na perspectiva das alterações no funcionamento microbiano dos solos provocadas pela conversão de áreas naturais em agricultura ou por mudanças ambientais globais, espera-se que os resultados obtidos neste trabalho sejam usados como

referência em pesquisas futuras que busquem avaliar as mudanças ocorridas nos indicadores microbianos de qualidade dos solos e processos relacionados em regiões do bioma Cerrado. Nesse sentido, ressalta-se a importância da realização de mais trabalhos para confirmar os resultados obtidos neste estudo.