UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical

IMPACTO DO FOGO SOBRE A MICROBIOTA EDÁFICA EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DO PANTANAL EM MATO GROSSO

JAMES MORAES DE MOURA

CUIABÁ – MT
2007

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical

IMPACTO DO FOGO SOBRE A MICROBIOTA EDÁFICA EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DO PANTANAL EM MATO GROSSO

JAMES MORAES DE MOURA

CUIABÁ – MT
2007

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical

IMPACTO DO FOGO SOBRE A MICROBIOTA EDÁFICA EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DO PANTANAL EM MATO GROSSO

JAMES MORAES DE MOURA
Biólogo

Orientadora: Prof.ª Dra. MARIA DE FÁTIMA LOUREIRO
Co-orientador: Prof. Dr. MARIANO MARTÍNEZ ESPINOSA

Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade Federal de Mato Grosso, para a obtenção do título de Mestre em Agricultura Tropical.

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA FONTE

M929i. Moura, James Moraes de

Impacto do fogo sobre a microbiota edáfica em diferentes fitofisionomias do Pantanal em Mato Grosso / por James Moraes de Moura. – 2007.

97p.; il. color.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Pós-graduação em Agricultura Tropical, 2007.

"Orientação: Prof.ª Dra. Maria de Fátima Loureiro".

"Co-orientação: Prof. Dr. Mariano Martínez Espinosa"

1. Microbiota do solo – Fogo- Pantanal 2. Bactérias – Pantanal – Mato Grosso 3. Fungos – Pantanal - Mato Grosso 4. Fogo – Vegetação - Pantanal

CDD 631.46:632.18

Permitida a reprodução total ou parcial desde que citada a fonte

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA

Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título: IMPACTO DO FOGO SOBRE A MICROBIOTA EDÁFICA EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DO PANTANAL EM MATO GROSSO

Autor: JAMES MORAES DE MOURA

Orientadora: Prof.ª Dra. Maria de Fátima Loureiro

Co-orientador: Prof. Dr. Mariano Martínez Espinosa

Aprovada em 22 de Agosto de 2007.

Comissão Examinadora:

_____
Prof.ª Dra. Maria de Fátima Loureiro
(FAMEV/UFMT - Orientadora)

_____
Prof. Dr. Mariano Martínez Espinosa
(ICET/UFMT – Co-orientador)

_____
Prof. Dr. Aluísio Brígido Borba Filho
(FAMEV/UFMT)

_____
Prof. Dr. Daniel Cassetari Neto
(FAMEV/UFMT)

“Não há sonho mais bonito que o da Grande Fraternidade Humana.

Quando dois homens se encontrarem, sejam povos, raças ou de classes diferentes, que eles possam sempre apertar as mãos como amigos.

Se as nossas mãos se encontrarem, podemos fazer com elas, uma corrente para transformar o mundo.

E se cada um de nós for a semente que o vento espalha, este sonho poderá ser realidade um dia”.

“Não há nada de novo entre o céu e a terra.

Tudo já foi dito, mas pouco compreendido...

Não é possível dar saltos sem que haja prejuízos.

A separação só existe para quem vive na ilusão da limitação dos sentidos físicos.

Tempo e espaço não existem, procure sentir isso”.

Mestre K

DEDICO

A DEUS

Por ser a sombra fresca, descanso e paz
que me cobriu durante todos estes dias.

À MINHA FAMÍLIA...

Jurandir Dias de Moura
Adele Inês de Moraes Moura
Argemiro Verlangieri de Moraes
Inês Maria Figueiredo de Moraes
Jimmy Moraes de Moura
Jéssica Moraes de Moura
Eliane Francisca da Silva
Jimmy Moraes de Moura Filho
Vyda Maria Silva de Moura

... por ser meu alicerce e exemplo de amor e garra.
AMO VOCÊS!

À ORDEM DEMOLAY

Minha Grande Amizade!

AOS GRANDES E NUMEROSOS AMIGOS CONQUISTADOS
NESTA JORNADA

Meus sinceros abraços!

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal de Mato Grosso, em especial à coordenação e professores do Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical, pela oportunidade, conhecimento e discernimento.

Ao SESC Pantanal pelo apoio, financiamento e autorização para a atuação e realização desta pesquisa;

A CAPES, pela bolsa e apoio financeiro e desenvolvimento da pesquisa;

A Prof.ª Dra. Maria de Fátima de Loureiro pelas grandes virtudes de orientação, paciência e acima de tudo amizade;

Ao Prof. Dr. Mariano Martínez Espinosa pela atenção prestada e pelo grande suporte nesta co-orientação;

Às secretárias Denise Alves e Maria Minervina que nunca se indispuseram a colaborar com ótimos atendimentos e pensamentos.

Às técnicas Lizabeth e Noracy do laboratório de Microbiologia do Solo, que deram suporte nas análises microbiológicas e ouvidos para minhas lamentações e conquistas.

Aos companheiros do Laboratório de Microbiologia do Solo Inalva, Lízia, Márcia, Nicolau, Patrícia, Tatiane e Valéria que tornaram-se parceiros nas análises.

A todos os colegas do Programa da Pós-graduação em Agricultura Tropical – UFMT, em especial, aos grandes amigos conquistados: Roseayne, Frank, Sandra, Silvania, Marcelo Leite, Renata, Sarah, Marcelo, Thereza, Carla Valentini, Lineuza e Léo;

Aos professores deste Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical pelos conhecimentos transmitidos;

A Nilce, que na urgência, prontificou-se em elaborar e atualizar a catalogação deste trabalho;

Aos professores desta banca pelos esclarecimentos neste trabalho;

A todos que de alguma forma contribuíram no desenvolvimento e conclusão deste trabalho.

IMPACTO DO FOGO SOBRE A MICROBIOTA EDÁFICA EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DO PANTANAL EM MATO GROSSO

RESUMO – A diversidade microbiana tem sido estudada no Pantanal mato-grossense e tem-se observado o efeito interativo desta com o meio ambiente, tornando esta microbiota como excelente bioindicadora para avaliar a sustentabilidade deste ecossistema. Devido ao restrito conhecimento sobre a influência do fator fogo sobre a população microbiana na vegetação pantaneira, objetivou-se neste trabalho estudar e avaliar quantitativamente a dinâmica de bactérias e fungos existentes em solos em cinco fitofisionomias impactadas ou não pela ação do fogo no SESC Pantanal de Mato Grosso. As coletas de amostras foram realizadas em cinco diferentes fitofisionomias na RPPN SESC Pantanal, MT. Todas as áreas foram divididas em duas parcelas (ocorrência de fogo ou não), sendo tais queimadas ocorridas entre o período de 30 de agosto a 11 de setembro de 2005. Em setembro de 2005, foram coletadas, para cada parcela de 20 m^2, cinco amostras de solo na profundidade de 0–10 cm. Para a análise microbiológica, utilizou-se de triplicatas para a técnica de tubos múltiplos seguido de contagem de colônias fúngicas e bacterianas, com diluições 10^{-3} e 10^{-5}, respectivamente, com leituras de 24, 48 e 72 h. Para os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), os esporos foram extraídos do solo pelo método de peneiramento por via úmida combinada com a técnica de centrifugação em sacarose, quantificando-se o número de esporos em 50mL de solo por amostra. O número de unidade formadora de colônias (UFC) bacterianas e fúngicas foi maior nas parcelas com fogo (162,52 UFC bacterianas e 24,95 UFC fúngicas/g de solo, respectivamente; e 106,64 UFC bacterianas e 10,88 UFC fúngicas, respectivamente em áreas sem queima). Inversamente para os FMA, obteve-se 9,44 esporos/50 mL de solo em condições naturais contra 5,04 das áreas queimadas. O impacto do fogo foi significativo para a população bacteriana na fitofisionomia espinheira baixa (ESB) e para a população de FMA na vegetação campo aberto (CAP). A ação do fogo não interferiu significativamente sobre a população fúngica

total nas fitofisionomias estudadas. A ação do fogo é mais intensa sobre a vegetação cambarazal (CAM) e ESB, ambas consideradas vegetações secundárias. Embora o fogo tenha pouco causado variação sobre os fatores físicos e químicos das vegetações CAP, cerrado (CEC) e mata decídua com bambu (MDB), concluiu-se que ação indireta da queima contribuiu positivamente para a população microbiana nas parcelas queimadas.

Palavras-chaves: Pantanal, microbiota edáfica, queimada, fitofiosionomia pantaneira.

IMPACT OF FIRE ON SOIL MICROORGANISMS IN DIFFERENT PHYTOPHYSIOGNOMIES OF PANTANAL IN MATO GROSSO

ABSTRACT – Microbial diversity has been studied in Pantanal Matogrossense and the effect of this interactive with the environment has been studied, what makes these microorganisms as an excellent bioindicator to assess the sustainability of the ecosystem. Due to limited knowledge about the factor fire influence on microbial population in vegetation of pantanal, the objective of this work was study and evaluate quantitatively the dynamics of bacteria and fungi in soil in five existing impacted phytophysiognomies or not by the action of fire on SESC Pantanal, Mato Grosso. The collections of samples were performed in five different phytophysiognomies in RPPN SESC Pantanal, MT. The whole area was divided into two tranches (occurrence of fire or not), and such fire occurred between August 30 and September 11, 2005. In September 2005, were collected for each parcel of $20m^2$, five samples of soil in the depth of 0 – 10 cm. For microbiological analysis, triplicates was used for technical tube followed by multiple counting of fungal and bacterial colonies, with dilutions 10^{-3} and 10^{-5}, respectively, with readings of 24, 48 and 72 h. For arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), the spores were extracted from soil by the sifting method of through wet combined with the centrifuge technique as sucrose, is quantifying the number of spores in 50mL of soil per sample. The number of colony-forming units (CFU) bacterial and fungal infections was higher in the plots with fire (162.52 CFU bacterial and fungal 24.95 CFU / g of soil, respectively, and 106.64 CFU bacterial and fungal 10.88 CFU respectively in areas without burning). Conversely for the FMA, got up 9.44 spores/50mL of soil under natural conditions against 5.04 of the areas burned. The impact of fire was significant for the bacterial population in espinheira baixa phytophysiognomy (ESB) and the population of FMA in the open “cerrado” vegetation or grasses (CAP). The action of fire did not interfere significantly on the total population in fungal phytophysiognomies studied. The action of fire is more intense on the cambarazal vegetation (CAM) and ESB, both considered as secondary

vegetation. Although fire has caused little variation on the physical and chemical factors of vegetation CAP, cerrado (CEC) and decidual forest with bamboo (MDB), it was concluded that indirect action of burning contributed positively to the microbial population in the plots burned.

Keywords: Pantanal, soil bacteria, soil fungal, burn, phytophysiognomy of pantanal.

LISTA DE FIGURAS

Página

1 Localização geográfica da RPPN SESC Pantanal, MT..... 29

2 Distribuição florística na RPPN SESC Pantanal - MT, em 2002..... 30

3 Localização geográfica das fitofisionomias na área de estudo..... 48

4 Disposição das parcelas sob ocorrência ou não de fogo nas fitofisionomias estudadas..... 48

5 Esquema de coleta de amostras de solo em cada parcela das fitofisionomias estudadas..... 49

6 Médias dos valores de abundância de bactérias (UFC/g de solo), fungos (UFC/g de solo) e FMA (esporos/50mL), em áreas com ocorrência ou não de fogo, na RPPN SESC Pantanal – MT 52

7 Boxplot desvios padrões e comparação de média dos dados dos teores das características químicas nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT..... 55

7.A - pH em água (pH H_2O) 55

7.B - Alumínio (Al) 55

7.C - Zinco (Zn) 55

7.D - Cobre (Cu) 55

7.E - Ferro (Fe) 55

7.F - Boro (B) 55

7.G - Carbono orgânico (C) 55

7.H - Matéria orgânica (MO)..... 55

7.I - **I** - Nitrogênio (N)..... 56

7.J - Alumínio saturado (Al^{3+}Sat)..... 56

7.K - Manganês (Mn)..... 56

7.L - Fósforo (P)..... 56

7.M - Hidrogênio (H)..... 56

7.N - Enxofre (S)..... 56

7.O - Saturação de Bases (Sat. Bases)..... 56

7.P - Capacidade de troca catiônica (CTC)..... 56

7.Q - Magnésio (Mg)..... 57

7.R - Potássio (K)..... 57

7.S - Soma de Bases (S. Bases)..... 57

7.T - Cálcio (Ca)..... 57

8 Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados de UFC bacterianas nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT..... 58

9 Colônias bacterianas da fitofisionomia ESB atingida pelo fogo..... 60

10 Colônias bacterianas da fitofisionomia ESB na ausência do fogo..... 60

11 Caracterização de colônias bacterianas na parcela ESB atingida pelo fogo. 60

12 Caracterização de colônias bacterianas na parcela ESB não atingida pelo fogo. 60

13 Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados de UFC fúngicas nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT..... 64

14 Colônias fúngicas em CEC com fogo..... 65

15 Colônias fúngicas em MDB com fogo..... 65

16 Colônias fúngicas em CAP com fogo..... 65

17 Colônias fúngicas em CAP sem fogo..... 65

18 Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados de esporos de FMA nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT..... 69

19 Esporos de FMA em CAM com fogo 74

20 Esporos de FMA em CAM sem fogo 74

21 Esporos de FMA em CAP com fogo 74

22 Esporos de FMA em CAP sem fogo 74

23 Esporos de FMA em CEC com fogo 75

24 Esporos de FMA em CEC sem fogo 75

25 Gráfico de dispersão dos dados amostrais das parcelas por fitofisionomias, segundo os primeiro e segundo fatores da Análise Fatorial..... 78

LISTA DE TABELAS

Página

1 Equivalência entre o sistema fisionômico-ecológico do IBGE e as denominações regionais..... 23

2 Área ocupada pelo bioma Cerrado, suas transições e inclusões..... 26

3 Focos de calor considerando o período crítico de julho a outubro de 2000 a 2006 no Pantanal (Satélite NOAA, INPE) 45

4 Coeficiente de correlação da microbiota edáfica com os atributos químicos significativos(*/**) em áreas sob condições de queima na RPPN SESC Pantanal – MT..... 53

SUMÁRIO

Página

1. INTRODUÇÃO..... 18

2. REVISÃO DE LITERATURA...... 20

2.1. Caracterização do Pantanal..... 20

2.1.1. Vegetação..... 22

2.1.1.1. Cambarazal..... 24

2.1.1.2. Campos 25

2.1.1.3. Cerrado 26

2.1.1.4. Mata decídua 28

2.1.2. A RPPN SESC Pantanal 28

2.2. Estudos sobre os microrganismos do solo..... 31

2.2.1. Grupos funcionais..... 33

2.2.1.1. Bactérias 35

2.2.1.2. Fungos 36

2.2.1.3. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) 37

2.2.2. Perfil dos estudos microbiológicos no Brasil e Mato Grosso 39

2.3. Fogo 41

2.3.1. As queimadas no Brasil e Mato Grosso 44

3. MATERIAL E MÉTODOS 47

3.1. Área de estudo..... 47

3.2. Método de amostragem..... 48

3.2.1. Análise química dos solos..... 49

3.3. Avaliação da população microbiana..... 50

3.3.1. Contagem de colônias de bactérias e fungos..... 50

3.3.2. Extração de esporos de FMA no solo 50

3.4. Procedimentos estatísticos experimentais..... 50

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 51

4.1. População bacteriana..... 58

4.2. População fúngica..... 64

4.2.1. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA)..... 68

4.3. Análise fatorial..... 77

5. CONCLUSÕES 80

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 81

1. INTRODUÇÃO

O Pantanal é um dos maiores ecossistemas de áreas úmidas do mundo. As cheias e vazantes periódicas, que constituem a peculiaridade dessas planícies alagáveis, cumprem um papel fundamental e complexo de manutenção e auto-reconstituição da biodiversidade local, além de regular o fluxo das águas oriundas de Mato Grosso (Bucher et al., 1994). Não se conhece toda a riqueza de sua biodiversidade, podendo-se apenas estimá-la pela grande extensão do território e pelo número de espécies aí encontradas (Odalia-Rímoli et al., 2000).

O solo é o habitat natural para uma grande variedade de organismos, tanto microrganismos quanto animais invertebrados, conhecidos como *biota do solo*, e a importância deles reside no papel ecológico chave que desempenham no funcionamento dos ecossistemas, destacando-se, entre outras, as atividades microbianas de decomposição.

Atualmente, estudos de biodiversidade concentram a atenção na conservação da diversidade de microrganismos, pois esta microbiota é essencial para a sobrevivência das formas de vida na Terra. Segundo Canhos e Manfio (2006), estima-se que menos de 10% dos microrganismos existentes no planeta tenham sido caracterizados e descritos (menos de 1% das bactérias e vírus e menos que 5% dos fungos).

A escassez de informações em relação à microbiota do Pantanal é muito grande, e torna-se ainda mais preocupante à medida que as alterações imediatas, em nível de ecossistema em geral, estão sendo causadas por atividades antrópicas agressivas, principalmente a

contaminação por defensivos agrícolas, desmatamento e queimadas artificiais, modificando a mata local e a morfologia dos solos e rios que formam esta planície (Embrapa/CPAP, 1991).

A queima de áreas para fins de plantio ou colheita podem ter efeitos negativos drásticos sobre a população microbiana do solo. Seus efeitos sobre as comunidades são ainda pouco conhecidos, mas pode-se partir da premissa que o fogo, além de causar morte, expõe sua biota à predação e reduz a disponibilidade de nutrientes. Sem nutrientes e habitat, a recolonização quando ocorre é lenta e restrita a poucos grupos (Klink et al., 2002).

Alguns desses efeitos são imediatos e de curta duração, enquanto outros duram muitos meses após a passagem do fogo. Os efeitos de longo prazo sobre a dinâmica das populações e a estrutura das comunidades são desconhecidos.

Devido ao restrito conhecimento da influência do fator fogo sobre a população microbiana no solo pantaneiro, objetivou-se nesse trabalho estudar e avaliar quantitativamente a dinâmica de bactérias e fungos existentes em solos sob cinco fitofisionomias do Pantanal em Mato Grosso impactadas ou não pela ação do fogo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Caracterização do Pantanal

O Pantanal faz parte do maior conjunto de áreas úmidas do mundo. Segundo a Coalizão Rios Vivos (2006), este "sistema" com cerca de 400 mil km^2, está localizado do vale central que corre de norte a sul dentro da "Grande Depressão da América do Sul" ou "Depressão Sub-andina" da bacia do Prata. Este sistema se estrutura ao longo de mais de 3.400 km dos rios Paraguai e Paraná (médio e inferior).

O pantanal brasileiro está localizado na região Centro Oeste do Brasil, a sudoeste do Estado de Mato Grosso e noroeste do estado de Mato Grosso do Sul, e constitui-se numa extensa planície sedimentar inundável de aproximadamente 139 mil km^2, caracterizada por enchentes cíclicas (SUDECO, 1978; Comastri Filho e Pott, 1995; Conservation International Brasil, 2005), com altitudes inferiores a 200m acima do nível do mar. Nela corre, de norte a sul, o rio Paraguai e, de leste a oeste, seus tributários do lado brasileiro destacando-se os rios São Lourenço, Cuiabá, Taquari, Negro, Aquidauana e Miranda.

O Pantanal foi subdivido em sub-regiões de acordo com as características ecológicas locais (Adámoli, 1982; Alvarenga et al.,1984). Porém Silva et al. (1998) classifica esta grande área em 11 pantanais, cada um com características próprias de solo, vegetação e clima: Cáceres,

Poconé, Barão de Melgaço, Paraguai, Paiaguás, Nhecolândia, Abobral, Aquidauana, Miranda, Nabileque e Porto Murtinho.

A pequena declividade associada ao tipo de relevo e à variação na distribuição das chuvas, ao nível do lençol freático (muito elevado) e à textura arenosa do solo, condicionam o regime das cheias no Pantanal (Moraes et al., 2000). e, por conseguinte, resultam numa grande heterogeneidade da paisagem com co-ocorrência de grande variedade de plantas e animais com diferentes níveis de tolerância a períodos de seca e inundação (Nunes da Cunha e Junk, 2001; Nunes da Cunha e Junk, 2004). Desta forma toda a biota responde com uma reação definida ao pulso da enchente do tipo monomodal e previsível (Junk, 1993), que é considerado como a principal força de manutenção do sistema pantaneiro.

O pulso de inundação também é uma força reguladora dos processos ecológicos que ocorrem no Pantanal mato-grossense forçando a biota responder com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas e etológicas e criam estruturas características da comunidade (Junk et al., 1989). Além do estresse gerado pelas mudanças anuais do regime hidrológico, as plantas também estão submetidas a mudanças plurianuais deste regime, com as ocorrências de períodos de grandes cheias e grandes secas no Pantanal (Junk e Da Silva, 1996).

Com o pulso de inundação, os rios não somente transportam água para dentro das áreas alagadas, mas também, substâncias dissolvidas e sedimentos em suspensão. A quantidade e qualidade destas substâncias variam entre rios e resultam em grande diferença na fertilidade da água e dos solos nas planícies alagáveis e na sua produção natural. Diversos estudos citados por Ferraz (2003) indicaram que a biomassa se acumula no solo durante a seca e que a água da inundação promove a decomposição da matéria orgânica acumulada. A inundação está ligada diretamente a sazonalidade do clima e temperatura local alternando-se com períodos anuais de chuva (início em outubro) e estiagem coincidindo ou não com os períodos de cheia (início de fevereiro ao fim de maio) e seca (em julho e agosto)(Moraes et al., 2000).

No período de inundação, a matéria orgânica produzida na fase terrestre é transferida para a fase aquática, tanto na forma direta pelo consumo desta matéria, quanto na forma indireta pelo aproveitamento de nutrientes reciclados durante a decomposição de matéria orgânica (Junk, 1998). Depois da saída da água da inundação, a decomposição das macrófitas aquáticas é rápida e influencia na disponibilidade de matéria orgânica no solo (Ferraz, 2003).

Segundo Moraes et al. (2000), 92% dos solos do Pantanal Mato-Grossense são predominantemente Podzol Hidromórfico e Areias Quartzozas Hidromórficas (Santos et al., 1997), com baixa fertilidade e textura predominantemente arenosa (65,8%) na área central e argilosa na área sul pantaneira (Elias Neto, 2004). De acordo com Calheiros e Fonseca Júnior (1996), o Pantanal Norte é constituído por solos de textura argilosa com laterita hidromórfica, planossolo, solonetz solodizado, vertissolo, podzólico vermelho-amarelo, glei pouco húmico e solos aluviais.

As temperaturas na região do Pantanal oscilam no verão entre 26°C nas porções mais elevadas e 29°C nas porções mais baixas, ao centro e no extremo sul do Pantanal, variando entre 20 e 23° C no inverno (Hasenack et al., 2003).

A grande variabilidade de fatores climáticos e edáficos, que resulta da posição geográfica do Pantanal e que regula a distribuição de espécies, parece favorecer a ocorrência dessas espécies vegetais lenhosas ao longo do gradiente de inundação (Nunes da Cunha e Junk, 1999).

2.1.1. Vegetação

O Pantanal mato-grossense é denominado Savana Hipersazonal apresentando um complexo de tipos de vegetação onde grandes áreas são inundadas a cada ano (Eitten, 1982; Sarmiento,1983 citado por Cezarine, 2004). A planície pantaneira está localizada numa área de confluência das principais províncias fitogeográficas da América do Sul: ao norte e noroeste, sofre influência da floresta tropical amazônica (21% da área), comportando

padrões de florestas decíduas e semidecíduas; a sudeste, a influência das florestas meridionais (Mata Atlântica); a leste, dos Cerrados; ao sul, das Florestas Meridionais; e a oeste do Chaco Boliviano e Paraguaio (Moraes et al., 2000).

Essa localização, aliada a fatores como o regime hídrico e a topografia originaram uma grande diversidade de hábitats, possibilitando uma combinação de formações hidrófilas, higrófilas e xerófitas, além de transições entre estas (Barros e Paula, 2005). As pastagens naturais são formadas por gramíneas nativas e leguminosas, principalmente e intercalam-se com densos espinheiros, palmeiras e matas decíduas (SESC Pantanal, 2007).

O sistema de classificação da vegetação fundamenta-se em aspectos fisionômicos, florísticos, ecológicos e na combinação destes, utilizando-se denominações regionais. Da Silva et al. (2000) quantificaram e determinaram a distribuição da vegetação do Pantanal, dividindo-a em 16 classes fitofisionômicas. Destas, as mais abundantes foram campo, cobrindo 31,1% do Pantanal, cerradão (22,0%), cerrado (14,3%), brejos (7,4%), mata semidecídua (4,0%) e mata de galeria e vegetação flutuante (2,4% cada). Em Da Silva et al., (2000), estabeleceu-se um paralelo para a classificação da vegetação (Tabela 1) entre o sistema fisionômico-ecológico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (1992), e as denominações regionais utilizadas:

TABELA 1. Equivalência entre o sistema fisionômico-ecológico do IBGE e as denominações regionais.

Sistema fisionômico-ecológico	Denominação regional
Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	mata de galeria
Floresta Estacional Semidecidual Terras Baixas	mata semidecídua
Savana Florestada	cerradão, babaçual
Savana Arborizada	cerrado
Savana Parque	paratudal, canjiqueiral
Savana gramíneo-lenhosa	campo inundado, campo seco
Savana Estépica Florestada	chaco
Savana Estépica Parque	carandazal
Sistema Edáfico de Primeira Ocupação, Formações pioneiras – Vegetação com influência fluvial e/ou lacustre	buritizal, cambarazal, pirizal, caetezal, baceiro ou batume, brejo

Fonte: Da Silva et al.(2000).

Moraes et al. (2000) explicam que o amplo espectro vegetacional do Pantanal, com suas fitofisionomias e suas formações, muitas vezes bem próximas umas das outras, forma um mosaico decorrente da posição geográfica, condições de fertilidade de solo, profundidade do lençol freático, regime hidrológico e regime pluviométrico. Assim, ao se estudar determinado aspecto ecológico e/ou econômico, relacionado, por exemplo, com a agropecuária ou o aproveitamento da fauna silvestre, deve-se ter em mente que determinado resultado pode não ser extrapolado para outra área do Pantanal. Daí a importância da divisão deste em sub-regiões e do estudo de cada uma delas como área com características próprias.

2.1.1.1. Cambarazal

O Cambará, denominado por *Vochysia divergens* Pohl, que é uma espécie amazônica, é considerado uma formação invasora nas áreas de solos argilosos, tolerando bem as inundações. É uma planta perenifólia, heliófita, seletiva hidrófila, pioneira, característica e exclusiva das matas ciliares do Pantanal mato-grossense e do rio Araguaia (Franco e Pinheiro, 1982).

Grandes áreas de pastagens nativas foram invadidas por espécies lenhosas, entre estas, a *V. divergens* com a enchente de 1974 (Nunes da Cunha e Costa, 2000) na confluência das vazantes dos rios São Lourenço e Cuiabá, comprovando o ressecamento do Pantanal naquele período antes da inundação (Da Silva et al., 2000). Pott (1989) considerou as comunidades de cambará como sucessoras que permanecem em estádios iniciais, em função de inundação periódica e do lençol freático superficial.

Atualmente observa-se que as maiores comunidades de cambará estão nos pantanais de Barão de Melgaço (9,3%), Poconé (6,4%) e Paraguai (5,7%), perfazendo 3,1% da vegetação do Pantanal. A sua distribuição e invasão desta espécie em áreas de pastagens naturais são atribuídas ao excesso de pastejo por gado bovino (Allem e Valls, 1987) e parecem evoluir

para a formação de mata semidecídua, caso as condições favoráveis ao processo sucessório continuem a atuar (Pott, 1988).

As populações de indivíduos juvenis de *V. divergens* sofrem influência do período de seca do Pantanal, e, ainda assim, parecem adaptadas ao ambiente pantaneiro, já que apesar da mortalidade verificada, os cambarazais encontram-se em expansão, caracterizando-se como importantes modificadores de paisagem (Nunes da Cunha e Oliveira, 2000).

2.1.1.2. Campos

Como parte da fitofisionomia de transição do Cerrado, os campos são uma vegetação baixa, formada por um estrato herbáceo-arbustivo contínuo, composto, sobretudo por gramíneas. Conforme Klink et al. (2002) apresentam-se sob as formas de campo limpo (vegetação herbácea) que ocorrem, geralmente, nas baixadas, e de campo sujo (vegetação herbácea mesclada por arbustos e pequenas árvores).

Os campos naturais representaram 31,0% da vegetação no Pantanal, sendo uma das principais fitofisionomias nas sub-regiões do Paiaguás, Nhecolândia, Abobral e Nabileque. O campo inundado restringiu-se à porção oeste do Pantanal, próximo ao rio Paraguai. As proporções entre campo seco e campo inundado alternam-se em função da precipitação local e/ou do aporte de água por rios intermitentes ou não e época do ano. Da Silva et al. (2000) considerou tais áreas como “savanas hipersazonais”, onde a biomassa subterrânea das gramíneas está sujeita a um período prolongado de saturação hídrica do solo, e que resistem ao estresse provocado pelo período seco.

No Pantanal, conforme Da Silva et al. (2000), a distribuição das áreas de campo está mais associada ao fator drenagem do que à fertilidade do solo. Porém, a fertilidade tem influência preponderante sobre as espécies que integrarão um determinado tipo de campo inundável. Um exemplo desta afirmação são as gramíneas mimoso (*Axonopus purpusii* (Mez) Chase), relacionadas a solos pobres, e mimoso-de-talo (*Hemarthria altissima* (Poir)

Stapf & Hub.) e *Paspalum almum* Chase, relacionadas a solos consideravelmente férteis (Allem e Valls 1987).

2.1.1.3. Cerrado

O Cerrado constitui o segundo maior bioma do Brasil com mais de 200 milhões de ha (Klink et al., 2002) ocupando, com suas diferentes fisionomias e em transição com outras formações, cerca de 2.261.694 km² (Azevedo, 1981), conforme a Tabela 2. A região exibe enorme heterogeneidade espacial, estendendo-se por mais de 20 graus de latitude, com altitudes variando de quase 0 a 1.800 m, ocupando diferentes bacias hidrográficas (Amazonas, Tocantins, Paraná, Paraguai, São Francisco e Parnaíba).

TABELA 2. Área ocupada pelo bioma Cerrado, suas transições e inclusões.

		%	km²
Cerrado 1.783.169 km²	Cerradão	8,30	198.127
	Cerrados	49,12	1.172.633
	Campo	11,65	277.959
	Campo cerrado inundável	0,47	11.200
	Campo inundável	5,16	123.250
Transições 478.525 km²	Cerradão/Floresta densa	0,24	6.937
	Cerradão/Floresta mesofítica	0,76	18.062
	Cerradão/Caatinga	0,96	22.877
	Cerrado/Floresta densa	2,01	47.899
	Cerrado/Floresta mesofítica	8,38	200.091
	Cerrado/Caatinga	5,84	139.349
	Cerrado/Formações pioneiras	0,20	4.686
	Cerrado/Floresta mesofítica/ Caatinga	1,01	24.187
	Campo/Floresta mesofítica/ Cerradão	0,23	5.500
	Campo/Floresta mesofítica	0,04	687
	Campo/Caatinga	0,35	8.250
Inclusões 124.674 km²	Floresta mesofítica	4,59	108.237
	Floresta de várzea	0,69	16.437

Fonte: Azevedo (1981).

O cerrado é uma savana tropical na qual uma vegetação rasteira, formada principalmente por gramíneas, coexiste com árvores e arbustos esparsos. Os solos do Cerrado são antigos, profundos e bem drenados, ácidos e de baixa fertilidade, com níveis elevados de ferro e alumínio. Os

climas são tropicais úmidos e subúmidos de marcada estacionalidade cuja precipitação média anual é de 1.500 mm, com grandes variações intra-regionais.

Os cerrados são uma vegetação de porte maior, xeromorfa, semidecídua. A principal característica fisionômica e estrutural do Cerrado é a coexistência de dois tipos de forma de vida contrastantes: lenhosas (árvores e arbustos) e herbáceas (particularmente gramíneas) (Klink et al., 2002), podendo variar drasticamente em resposta a dois principais determinantes: disponibilidade de água e fogo.

Devido a estas ricas características, este bioma abriga um rico patrimônio de recursos naturais renováveis adaptados às condições climáticas, edáficas e ambientais que determinam sua existência (Klink et al., 2002), bem como um grande assimilador e acumulador de carbono (Klink, 1999; Miranda e Miranda, 2000). O uso indevido de suas terras têm levado a modificações profundas na estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Davidson et al., 1995; Klink et al., 1995; Klink et al., 2002).

O cerrado é a fitofisionomia mais representativa (36,0%) da vegetação do Pantanal (Da Silva et al., 2000). O cerradão (ocupa áreas mais elevadas) com 22%, e cerrado *sensu stricto* (áreas mais baixas, tendendo para campo à medida que aumenta o grau de inundação) com 14,0% (Adámoli 1986), diferenciando os entre si pela altura das árvores e presença de determinadas espécies (como *Magonia pubescens* A. St. Hil. e *Callisthene fasciculata* (Spr.) Mart.) que são características de solos mais férteis (Ratter et al., 1988).

Sua biodiversidade é considerada a mais rica dentre as savanas do mundo. Estima-se que a flora do cerrado possa alcançar entre 8 e 10 mil espécies de plantas vasculares (com 1.816 espécies de plantas vasculares pertencentes a 597 gêneros e 153 famílias) e 332 espécies exóticas e ruderais (Klink et al., 2002). Segundo Azevedo (1995), a flora apresenta uma relação muito estreita com a flora amazônica e com a da Floresta Atlântica, com a qual vincula um grande número de suas espécies, indicando para a

flora do Cerrado 44,0% como espécies peculiares e 56,0% como espécies acessórias.

Este último autor ainda cita que em áreas de Cerrado protegidas de fogo por longos períodos de tempo, há um aumento significativo na abundância do componente lenhoso, inclusive com a ocorrência de espécies intolerantes ao fogo (Coutinho, 1990; Hoffmann, 1996; Moreira, 2000). Por outro lado, o fogo faz com que as gramíneas e outras espécies herbáceas que possuem meristemas subterrâneos sejam favorecidas, o que confere uma fisionomia graminosa às áreas queimadas (Kauffman et al., 1994).

2.1.1.4. Mata decídua

A floresta semidecídua também está associada a solos mais férteis com melhor drenagem e maior aeração (Allem e Valls, 1987). Ocorre em maior porcentagem nas áreas com solos argilosos das sub-regiões de Poconé e Miranda, onde representa respectivamente 12,0% e 14,4%. Segundo Adámoli (1986), partes destas duas sub-regiões apresentam características edáficas muito semelhantes. No Pantanal, as áreas de floresta semidecídua totalizaram 4,0% da vegetação.

Da Silva et al. (2000) citam que a distribuição de floresta semidecídua e a de cerradão estão relacionadas com os níveis de nutrientes. Para Ratter et al. (1977), as florestas semidecíduas situam-se sobre solos com níveis de cálcio mais elevados nos horizontes superficiais do que em cerradão “facies” mesotrófico. Apesar disso, esta relação não se apresenta estática, existindo indicação de invasão de florestas em vegetação de cerrado, mesmo em áreas onde a água é o fator limitante que prepondera (Ratter, 1992).

2.1.2. A RPPN SESC Pantanal

Grandes esforços têm sido feito para criar reservas privadas. Hoje, já existem treze Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN) no

Pantanal, que protegem mais de 200.000 ha (Conservation International Brasil, 2005).

Uma delas, conforme WWF-Brasil (2004) é a RPPN do Serviço Social do Comércio (SESC) Pantanal, que tem como proprietário o SESC criado pelo Título de Reconhecimento através das Portarias 71-N de 04 de julho de 1997 e 151-N de 09 de Novembro de 1998 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) – publicadas em 07 de julho de 1997 e 10 de novembro de 1998 respectivamente, no Diário Oficial da União.

A RPPN SESC Pantanal está localizada em Barão de Melgaço, estado de Mato Grosso, e apresenta uma área total de 87.871,44 hectares destinados à conservação, pesquisa, educação ambiental e recreação (Figura 1).

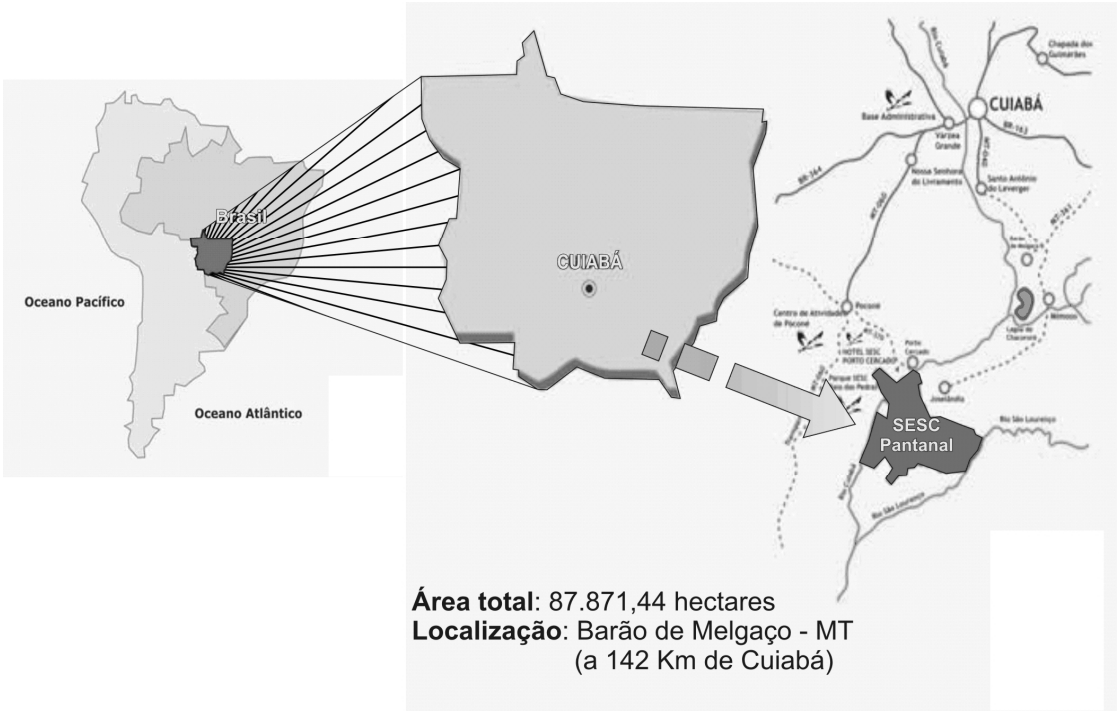

FIGURA 1. Localização geográfica da RPPN SESC Pantanal, MT (Fonte: SESC Pantanal, 2007).

O acesso por terra é feito a partir de Cuiabá pelas rodovias BR 364 e MT 060 (pavimentadas) até a cidade de Poconé, perfazendo a distância de

100 quilômetros. A partir daí, pela rodovia MT 370 até Porto Cercado na margem direita do Rio Cuiabá, percorrendo-se mais 42 quilômetros, aonde se chega ao hotel SESC Porto Cercado, uma das unidades da Estância Ecológica SESC Pantanal.

O acesso fluvial é feito pelos rios Cuiabá e São Lourenço. Saindo de Cuiabá pelo rio do mesmo nome até o ancoradouro do Hotel SESC Porto Cercado, são aproximadamente quatro a seis horas de barco.

A RPPN SESC Pantanal, às margens do rio Cuiabá, foi a primeira área privada do Brasil a ser denominada Sítio de RAMSAR – da Convenção de Ramsar de proteção das zonas úmidas – e o segundo local a obter o título em Mato Grosso.

A vegetação pantaneira da RPPN SESC Pantanal encontra-se distribuída conforme a Figura 2 (Hasenack et al., 2003). Esta distribuição é confirmada através dos resultados preliminares da caracterização fitofisionômica e levantamento florístico feitos por Marimon e Lima (2001).

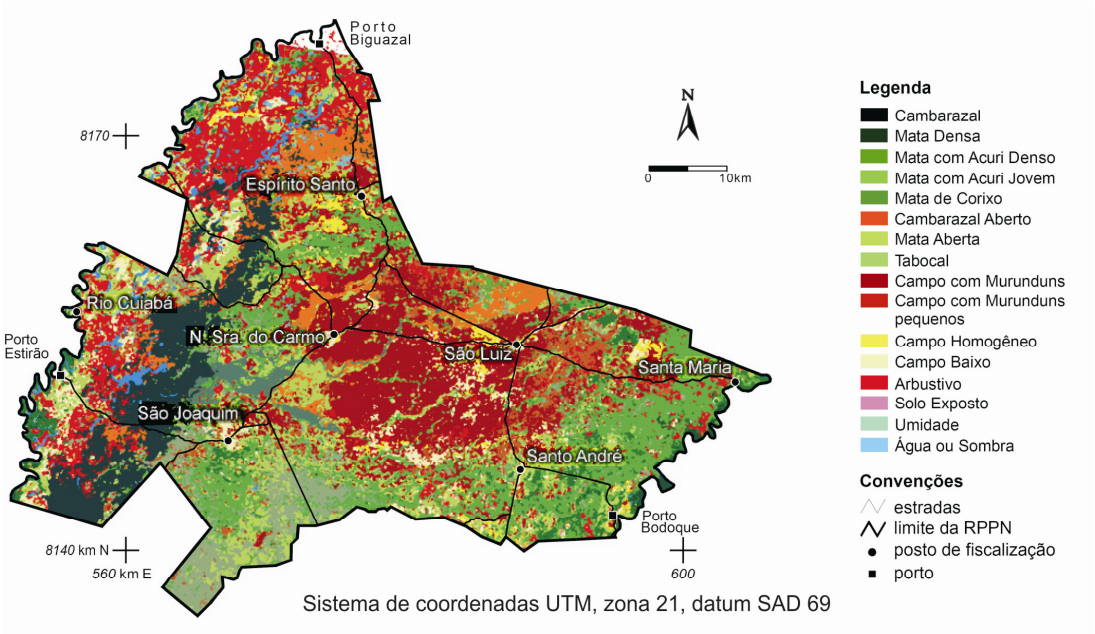

FIGURA 2 – Distribuição florística na RPPN SESC Pantanal – MT em 2002 (Fonte: Hasenack et al.,2003).

Em estudos preliminares feitos por Negrele et al. (2003), foram registradas na RPPN SESC Pantanal cerca de 400 etnoespécies sendo 149 identificadas em nível de espécie, 184 em nível de gênero, 81 em nível de família e 22 ainda em processo de identificação. Do total de espécies identificadas, 21,0% foram detectadas como fontes de produtos alimentícios, 4,0% de uso para fabrico de cosmético e 44,0% como de uso popular medicinal. Da mesma forma, Cezarine (2004) apresentou o levantamento florístico no SESC Baía das Pedras, Pantanal de Poconé, obtendo ao final a distribuição de 736 indivíduos, distribuídos em 23 Famílias, 30 Gêneros e 35 espécies.

2.2. Estudos sobre os microrganismos do solo

A existência e diversidade de seres vivos no planeta Terra estão intimamente ligadas à diversidade e atividade metabólica de microrganismos na natureza (Lovelock, 1988; Stolz et al., 1989). O papel dos microrganismos na manutenção dos processos biológicos ainda é pouco conhecido e estudado.

Sabe-se, contudo, que os microrganismos participam de processos ecológicos bastante importantes, tais como a fotossíntese oxigênica, ciclagem de matéria orgânica, ciclos biogeoquímicos, e manutenção da fertilidade e estrutura de solos (Stolz et al., 1989; Hawksworth, 1991; Manfio, 2000).

Quando se fala em meio ambiente, é impossível dissociar os ambientes terrestres do solo e dos organismos que nele habitam. Esse conjunto, tanto microrganismos, quanto animais invertebrados, que vive e é responsável por inúmeras funções do solo é chamado de biota do solo, e apresenta uma grande variedade de tamanhos e metabolismos (Siqueira e Franco, 1988).

De acordo com Lavelle (2000), ecologicamente, o solo é composto por domínios funcionais. Dentro destes domínios há uma série de atividades que envolvem os macro e microrganismos responsáveis por inúmeros

processos biológicos, que podem ser particulares ou não a cada domínio, e pela estruturação do solo (agregados, macro e microporos), mas também envolvem complexas interações físicas, químicas e biológicas que dependem do material de origem, da topografia, do clima e da ação de organismos vivos (Andrade e Nogueira, 2005).

A interação entre esses fatores físicos e químicos resulta na diversidade de habitats que se formam no solo, o que determina a composição e a atividade da comunidade microbiana do solo num determinado local e tempo com importante papel na estabilidade de agregados do solo e retenção de água.

Além de ser a base de sustentação física para as plantas, o solo é a fonte dos nutrientes essenciais para o desenvolvimento vegetal. Com o estabelecimento dos vegetais superiores nesse ambiente, surge uma importante zona ao redor de suas raízes chamada rizosfera, onde ocorrem inúmeros processos de interação entre os diferentes grupos quali-quantitativos de macro e microrganismos e a planta (Andrade e Nogueira, 2005).

Para Lavelle (2000), esta microbiota contida na rizosfera é responsável pela remineralização dos nutrientes (cerca de 90%) através dos ciclos biogeoquímicos, tornando-os disponíveis na solução do solo. Na rizosfera, observa-se uma intensa atividade microbiana, em razão da presença de exsudatos e secreções radiculares que representam as maiores fontes de carbono prontamente disponíveis para os microrganismos (Grayston e Jones, 1996). Depois da rizosfera, os locais de maior atividade microbiana são as superfícies das partículas de solo e os microporos, formando diversos microhabitats (Andrade e Nogueira, 2005).

O efeito benéfico ou maléfico destes produtos no meio ambiente pode ser avaliado pelas alterações que ocorrem nas comunidades microbianas que vivem na rizosfera e, por estas razões, os microrganismos rizosféricos são excelentes bioindicadores para avaliar qualquer alteração benéfica ou maléfica que possa ocorrer no solo.

Raízes de plantas, microrganismos e animais que compõem a comunidade biológica do solo produzem enzimas intra e extracelulares que têm grande participação nos ciclos biogeoquímicos. Essas enzimas podem continuar ativas por longo tempo após terem sido liberadas no solo, desempenhando sua atividade de acordo com sua especificidade. A razão pela longa viabilidade no ambiente reside no fato de que essas enzimas interagem com as superfícies carregadas dos colóides do solo, orgânicos e minerais, onde permanecem protegidas da ação de proteases, mas ainda mantém sua capacidade catalítica (Andrade e Nogueira, 2005).

Um modelo matemático desenvolvido por Loreau (2001) mostra que a eficiência dos decompositores em reciclar nutrientes, oriundos de compostos orgânicos, é um parâmetro-chave que controla os processos do ecossistema (produtividade e biomassa de grupos funcionais). O modelo também prediz que a diversidade microbiana tem efeito positivo na eficiência de ciclagem de nutrientes, contribui para o incremento de processos ecológicos no ecossistema, mostrando estar diretamente ligada à qualidade do solo.

A busca de métodos de avaliação da diversidade de microrganismos no solo e também de formas de utilização desses dados como indicadores do estado da qualidade do solo tem sido objeto de intensa discussão pois dados de qualidade podem ser obtidos para o monitoramento dos efeitos de produtos químicos ou biológicos e seu impacto ambiental e os eventuais efeitos na ciclagem de nutrientes e na fertilidade do solo.

Segundo Zilli et al. (2003), o estudo da diversidade microbiana do solo está em fase de desenvolvimento e ainda com poucos resultados práticos, e o acúmulo do conhecimento tem sido o principal benefício da pesquisa até então.

2.2.1. Grupos funcionais

É possível predizer as respostas de determinado ecossistema às mudanças ambientais, através do conhecimento do papel dos “grupos funcionais” que o compõe. Grupos funcionais são definidos como conjuntos

de espécies que possuem funções semelhantes ou respondem similarmente às condições ambientais (Archer et al., 1996 citado por Klink et al., 2002).

Para Andrade e Nogueira (2005) os grupos microbiológicos são populações metabolicamente semelhantes que desempenham processos fisiológicos complementares de um dado nutriente no solo e interagem para formar comunidades microbianas, sendo que uma mesma população de microrganismo pode participar de uma etapa de um ou mais ciclos biogeoquímicos.

A biodiversidade dos fungos, actinomicetos e bactérias que forma este grupo funcional são parâmetros secundários, quando o objeto de estudo é avaliar a funcionalidade do ciclo biogeoquímico (Andrade e Nogueira, 2005). Muitos destes grupos atuam diretamente na nutrição da planta, como os rizóbios e os fungos micorrízicos que são microrganismos simbióticos. Nas décadas anteriores, estes grupos foram estudados extensivamente, mas muito pouco foi feito com relação às interações com outros grupos funcionais de microrganismos, esquecendo-se que no sistema rizosférico existem muitas outras interações que possuem grande importância ecológica para a manutenção da vida no planeta e conseqüentemente no solo, já que este é parte de um todo.

De acordo com Siqueira e Franco (1988), a ecologia do solo tem muito para contribuir na compreensão dos importantes processos que ocorrem em diferentes níveis do ecossistema que afetam o crescimento da planta tais como a microbiota da rizosfera, a dinâmica da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e a estrutura do solo.

Organismos invertebrados de solo, como minhocas, térmitas e protozoários, têm sido utilizados como bioindicadores e, com menor ou maior sensibilidade, demonstram o estado da qualidade do solo ante as ações antrópicas (Turco e Blume, 1999). Esses organismos, de certa forma, são fáceis de serem avaliados, pois os métodos de avaliação são baseados na identificação e contagem dos indivíduos. Entretanto, são parâmetros muitas vezes “frágeis”, à medida que as populações de fauna do solo sofrem

grande influência sazonal e sua sobrevivência é extremamente dependente da presença de habitats específicos (Zilli et al, 2003).

A organização e funcionamento dessas comunidades microbianas é que governam as transformações bioquímicas que ocorrem no ecossistema solo (Cury, 2002). Por constituir a fração viva da matéria orgânica, a biomassa microbiana, é responsável por diversos processos biológicos e bioquímicos no solo, possuindo relação direta com as condições do solo (Moreira e Siqueira, 2003).

Poluentes de origem antrópica podem alterar a estrutura das comunidades microbianas, e causam desequilíbrios ecológicos que podem levar à extinção de espécies importantes para a manutenção do ecossistema (Cury, 2002). Em ultima análise, esse processo poderá resultar em diminuição da ciclagem de nutrientes e crescimento de plantas (Reber, 1992).

As avaliações das densidades populacionais na comunidade microbiana nos solos são importantes, tanto na identificação de fatores que exercem influência no equilíbrio microbiológico dos solos, como na caracterização das relações entre os diferentes grupos e espécies de microrganismos. Freqüentemente estas avaliações são feitas com base em diluições seriadas da suspensão do solo, com contagens das Unidades Formadoras de Colônias (UFC) em placas de Petri. Esta técnica também permite a distinção de microrganismos específicos como solubilizadores de fosfatos, celulíticos, resistentes a antibióticos, populações de actinomicetos oriundas de micélios e de esporos, etc (Pereira et. al., 1996).

2.2.1.1. Bactérias

Estudos baseados na análise direta da diversidade bacteriana em amostras ambientais através de métodos moleculares indicam que alguns grupos do Domínio Bacteria apresentam distribuição cosmopolita (Ludwig et al., 1997), ao passo que outros parecem estar restritos a ambientes particulares (Schlegel e Jannasch, 1992 apud Manfio, 2000)

Estudos de diversidade de bactérias em ecossistemas brasileiros ainda são escassos e principalmente direcionados ao emprego de metodologias de isolamento e cultivo (Manfio, 2000). O número de grupos de pesquisa e pesquisadores atuantes em estudos de sistemática e diversidade de bactérias no Brasil é bastante restrito, concentrando-se principalmente na região Sudeste do país.

2.2.1.2. Fungos

A maioria das espécies vegetais terrestres, que possibilita as associações mutualísticas com fungos micorrízicos, reforça a ciclagem de nutrientes minerais, tendo freqüente melhora nos resultados de crescimento e sobrevivência da planta (Smith e Read, 1997). Segundo Gehring et al. (2002), a variação na dinâmica desta simbiose pode também afetar propriedades da comunidade e do ecossistema tanto quanto a competição da planta, a diversidade da comunidade vegetal, produtividade do ecossistema e sucessão. Apesar dos papéis-chaves que os fungos micorrízicos desempenham nos ecossistemas, pouco se sabe sobre os fatores abióticos que afetam a abundância e dinâmica da comunidade fúngica micorrízica nos sistemas naturais.

Estudos aplicados têm sido também direcionados para áreas de reflorestamento para extrativismo de madeira, enfocando interações entre fungos micorrízicos e plantas (Giachini e Oliveira, 1996), e para associações entre fungos e animais (Rosa et al., 1999), sendo estas últimas ainda pouco estudadas em regiões tropicais.

Estima-se que apenas 5,0% dos fungos existentes nos solos tenham sido descritos. Os fungos envolvem-se em inúmeras relações mutualistas, amensais, comensais e competitivas com outros organismos do solo. Muito progresso tem sido feito com relação à catalogação de fungos superiores, que formam sistemas de reprodução macroscópicos (cogumelos). Já os micorrízicos, que formam relações mutualistas com plantas, foram muito pouco estudados. Os fungos micorrízicos arbusculares são comuns em todo

o mundo, porém apenas as espécies associadas a plantas de interesse agrícola foram estudadas de maneira adequada. Já os fungos ectomicorrízicos apresentam um grau de especificidade superior aos arbusculares (Canhos, 1998).

2.2.1.3. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA)

O estudo da ecologia das micorrizas tem uma tradição longa, com forte ênfase histórica do papel dos fungos na fisiologia de plantas. Mais recentemente, a influência de fungos micorrízicos em comunidades da planta transformou-se em um foco adicional, e talvez a tendência seguinte de pesquisa visasse na contribuição de quantificação destes fungos para os processos dos ecossistemas. Uma importante função dos fungos micorrízicos na escala ecossistêmica é sua contribuição para a estruturação do solo (Rillig e Mummey, 2006).

Segundo Oliveira e Oliveira (2005), os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) têm sido bastante estudados, mostrando-se importantes para a absorção de nutrientes pelas plantas (Marschner e Dell, 1994; Siqueira e Saggin-Júnior, 1995). Na associação micorrízica arbuscular, a planta hospedeira supre o fungo com açúcares derivados do processo de fotossíntese e, em troca, este aumenta a capacidade da planta em absorver água e vários nutrientes do solo (Smith e Read, 1997 citado por Ramos et al., 2005).

Stürmer (2004) cita que os estudos relativos à eficiência simbiótica dos FMA, os isolados fúngicos comparados freqüentemente são originados de diferentes condições ambientais (por exemplo, tipo de solo, hospedeiro, localidade) e não pertencem a mesma comunidade fúngica, o que não explica certamente a proporção relativa de fungos eficientes e não-eficientes dentro de uma mesma comunidade micorrízica.

Os FMA e outras diversidades do solo se têm mostrado como um importante controlador de produtividade das comunidades de planta (Rillig e Mummey, 2006). Dentre os benefícios que os FMA propiciam às plantas

nativas e cultivadas, destaca-se o aumento no crescimento da parte aérea e do potencial reprodutivo (Stürmer, 2004). Esses benefícios são atribuídos primariamente ao aumento na absorção e transporte de fósforo pelas hifas fúngicas além da zona de depleção radicular no solo. A planta hospedeira, por outro lado, fornece a única fonte de carbono para o crescimento do fungo e sua reprodução.

Em ecossistemas naturais, as comunidades vegetais estão associadas às comumidades de FMA, podendo estes fungos ser, presumidamente, compreendidos de genótipos tanto mutualistas quanto parasitas. Esta posição parasitismo-mutualismo dependerá da planta simbionte bem como os fatores edáficos (Johnson, 1993; Klironomos, 1999 citados por Klironomos et al., 2000). Simultaneamente, os produtos da deposição dos FMA podem também conter agentes bacteriostáticos ou fungistáticos, uma possibilidade sugerida aos resultados de Ravnskov et al. (1999 citado por Rillig e Mummey, 2006). Assim, modificação da rizodeposição de produtos dos FMA, quantitativa e qualitativamente, pode resultar na alteração da composição da comunidade microbiana.

Trabalho recente de Rillig e Mummey (2006) mostrou a influência e a ação destes fungos micorrízicos sobre a agregação e arranjo do solo, através da formação e da estabilização de macro e micro-agregados em diferentes escalas. Diferente dos FMA que exercem uma influência forte na escala dos macro-agregados, as bactérias e as arqueas influenciam na formação e na estabilização dos micro-agregados de maneira mais direta. Assim, a alteração dos FMA nas comunidades procarióticas pode influenciar indiretamente o processo de agregação em escalas menores do que os macro-agregados.

Six et al. (2004) focaram cinco aspectos onde os processos de estruturação do solo ocasionados pela colonização dos FMA afetam as raízes das plantas, sendo eles: força e penetração física da raiz, alteração do regime de água do solo, rizodeposição, decomposição da raiz e o entrelaçamento das partículas do solo na raiz. A localização da matriz do solo pode representar uma forma de controle na estrutura e atributos

funcionais da comunidade microbiana, e alguns estudos tem mostrado uma distribuição contrastante da biomassa microbiana, da composição desta comunidade, bem como suas funções, em diferentes classes de agregados (Hattori, 1988; Mummey et al., 2006).

Segundo Gross et al.(2004), plantas da família Leguminosae podem formar associações simbióticas tanto com bactérias fixadoras de nitrogênio, chamadas de rizóbio, como com fungos micorrízicos arbusculares, sendo os fungos micorrízicos responsáveis pelo aumento da solubilização e a absorção de fósforo do solo através do micélio extra-radicular, translocando esse elemento para o vegetal e o rizóbio, localizado em células especiais do nódulo, responsável pela fixação do nitrogênio atmosférico, disponibilizando-o sob forma de amônia para a planta, a qual, em contrapartida, fornece carboidratos para ambos os microssimbiontes.

Na simbiose micorrízica, um movimento bidirecional de íons opera na interface fungo-planta, sugerindo a presença de sistemas especializados de transporte ativo na membrana periarbuscular. Tanto em plantas quanto em fungos, a absorção de nutrientes ocorre, principalmente, via transportadores específicos encontrados nas membranas de células de raízes e hifas. Ramos et al. (2005) explica que estes transportadores secundários necessitam de um aporte de energia que é fornecido pelos sistemas de transporte primários, constituídos, essencialmente, pelas bombas de prótons.

Correlações significativas entre os nutrientes nas folhas e as percentagens de colonização por fungos micorrízicos nas raízes são indicativos de alguma contribuição das micorrizas na absorção desses nutrientes. No entanto, a ausência dessas correlações não significa falta de contribuição, pois o aspecto “eficiência” não foi considerado (Oliveira e Oliveira, 2005).

2.2.2. Perfil dos estudos microbiológicos no Brasil e Mato Grosso

A diversidade de microrganismos é tão vasta quanto desconhecida. Um grama de solo pode conter 10 bilhões de microrganismos, representando milhares de espécies (Rosseló-Mora e Amann, 2001). O número de espécies microbianas identificadas cresce a cada ano, sendo descritos mais de 47 mil fungos, 30 mil protozoários, 26 mil algas, 5 mil bactérias e 1 mil vírus (Wilson, 1988; Rosselló-Mora e Amman, 2001).

Esses números são, no entanto, pequenos diante do total de espécies, estimado em cerca de dois milhões (Rosseló-Mora e Amann, 2001). Isso significa que foram descobertas e nomeadas até o presente momento, talvez, menos de 0,1% e no máximo 10,0% das espécies microbianas, dependendo do hábitat estudado (Zilli et al., 2003). Através da análise da cinética de reassociação de DNA, tem sido estimado que um grama de solo possa conter mais de 10 mil genomas diferentes (Torskiv et al.,1998 citado por Cury, 2002).

A diversidade de arqueas, bactérias, leveduras, protozoários e vírus é ainda muito pouco conhecida. No Brasil, a diversidade taxonômica de gêneros/espécies de microrganismos é mais amplamente conhecida e melhor documentada para o grupo de fungos filamentosos, com uma literatura diversificada, incluindo revisões taxonômicas e levantamentos de espécies em diversas regiões e ecossistemas do país, contudo limitadas a um número reduzido de táxons. Além disso, evidências de estudos com outros grupos de organismos indicam que ambientes tropicais podem apresentar regiões de megadiversidade (hot-spots), onde, invariavelmente, uma porcentagem das espécies encontradas é ainda desconhecida para a ciência. Publicações para estes grupos restringem-se principalmente à caracterização e estudos de isolados de interesse médico e fitopatógenos (Manfio, 2000).

O conhecimento da diversidade de microrganismos no Brasil é ainda pouco expressivo. Manfio (2000) relata que existe uma necessidade premente de recursos humanos com formação em taxonomia nas diversas áreas de estudo, sobretudo em taxonomia polifásica, sistemática molecular e métodos de estudo de comunidades microbianas no meio ambiente

(ecologia molecular). Nos últimos anos, alguns esforços direcionados de fomento à pesquisa e indução de áreas específicas de formação de recursos humanos, têm contribuído diretamente para o desenvolvimento de estudos de caracterização da diversidade microbiana e para o fortalecimento de pesquisa em sistemática e taxonomia de microrganismos no Brasil.

Segundo o autor supracitado, a região Centro-Oeste engloba áreas consideradas como “hot-spots” de diversidade biológica no mundo, incluindo as formações da Floresta Amazônica, Cerrado, Pantanal e algumas áreas remanescentes da Mata Atlântica. A escassez de profissionais atuantes nestas regiões certamente representa uma limitação expressiva ao desenvolvimento de estudos da diversidade de microrganismos nestes ambientes de elevada diversidade biológica no país.

Apesar do crescente interesse em aspectos relacionados com o funcionamento biológico do solo sob sistemas naturais e agrícolas, estudos sobre o impacto de diferentes sistemas de manejo na biomassa e atividade microbiana dos solos de Cerrado são recentes (Mendes et al., 1999; Oliveira et al., 1999; Carneiro, 1999; Carneiro et al., 1999; Oliveira, 2000; Mendes e Vivaldi, 2001; Oliveira et al., 2001; Mendes, 2002; Matsuoka et al., 2003; Pereira da Silva, 2004). Matsuoka et al.(2003) citam que o estudo realizado em Primavera do Leste, constituiu o primeiro relato sobre as propriedades microbiológicas de solos de Cerrado sob cultivo e sob vegetação nativa no estado de Mato Grosso. Estudos concluídos por Santos (2006) e Vilela (2006) reforçaram a investigação da comunidade microbiana do solo sob diferentes sistemas de cultivo e plantio no estado.

2.3. Fogo

Diversos fatores estão relacionados com a incidência de incêndios florestais numa dada área, os quais têm origem natural ou humana (Freire et al., 2002). Apesar da ocorrência de incêndios serem quase sempre o resultado da conjugação de numerosas variáveis, nas regiões Mediterrânicas é aparente a influência estreita que o clima e as atividades

humanas têm nesse fenômeno. As temperaturas elevadas e a reduzida precipitação no verão (secura estival) são responsáveis por um período de estresse da vegetação, durante o qual a umidade e a “verdura” (vigor) da cobertura vegetal diminuem drasticamente e, conseqüentemente, o seu grau de inflamabilidade aumenta.

A queima de matéria orgânica está relacionada a antigas práticas agrícolas. Esse tipo de agricultura (também chamada agricultura itinerante) é praticado em regiões tropicais e subtropicais do planeta. A vegetação nativa é retirada e depois de seca, é queimada. A área desmatada é utilizada para o plantio de culturas anuais e/ou reconstituição de pastos (Meira Filho e Nobre, 1995).

Neste cenário, favorável ao fogo, não surpreende que práticas agrícolas remanescentes, tais como a queima do restolho, sejam responsáveis por um grande número de incêndios. Também a utilização de espaços florestais para atividades recreativas tem vindo a aumentar, dando origem a incêndios por negligência.

Em Portugal, conforme Freire et al. (2002), o fogo posto constitui ainda a causa de grande número de incêndios, em resultado de interesses que envolvem, nomeadamente, pretensões de alteração do uso ou ocupação do solo. Estes eventos, freqüentemente dramáticos, podem igualmente resultar na perda de vidas humanas e destruição de ecossistemas, neste caso contribuindo para a redução de biodiversidade e depredação de recursos não renováveis como vegetação endêmica e habitats naturais.

A queima em áreas para fins de plantio ou colheita tem efeitos negativos drásticos e diretos sobre as populações de organismos que vivem na superfície do solo, bem como a eliminação da serrapilheira, das fontes nutrientes e a desestruturação de habitats. Sem nutrientes nem habitat, a recolonização quando ocorre é lenta e restrita a poucos grupos.

Mesmo que a queima intensa inicial nos ecossistemas seja geralmente de fogo superficial de baixa intensidade, os efeitos são particularmente severos por causa da elevada vulnerabilidade da biota

tropical relacionada ao fogo (Laurance, 2003), combinada ao aumento da inflamabilidade e a susceptibilidade de repetidas queimadas ocasionadas ao microclima alterado bem como às condições disponíveis do combustível (Asbjornsen et al., 2005).

No que diz respeito às atividades humanas, a situação é substancialmente mais complexa. Em resultado de alterações socioeconômicas operadas no mundo rural, importantes áreas agrícolas vêm sendo progressivamente abandonadas e ocupadas por vegetação natural, aumentando a quantidade de biomassa inflamável.

As queimadas, na maioria das vezes, constituem-se em prática agrícola usual, utilizadas para controla de pragas, limpeza de áreas para plantio, renovação de pastagens e colheita da cana-de-açúcar (Embrapa, 2000).

A remoção e a queimada das florestas, necessárias para a expansão de fazendas e do turismo ilegal e não planejado, agricultura intensiva e canalização de rios, removem não somente as comunidades naturais mas aumenta também a erosão do solo que, se de um lado a queimada facilita a vida de parte dos agricultores trazendo benefícios a curto prazo, de outro, ela afeta negativamente a biodiversidade, a dinâmica dos ecossistemas, aumenta o processo de erosão do solo, deteriora a qualidade do ar, obstrui rios e destrói o habitat bêntico enfim, provoca danos ao patrimônio público e privado, prejudicando a sociedade como um todo (Gottgens et al., 1998).

A queima de biomassa que ocorre em florestas e savanas tropicais influencia de forma expressiva a estrutura desses ecossistemas, composição, balanço e distribuição de nutrientes no solo e pode afetar negativamente a produtividade da vegetação em longo espaço de tempo. No entanto, o fogo pode atuar como agente remineralizador, aumentando a disponibilidade de nutrientes para o crescimento das plantas (Kauffman et al., 1992; Meira Filho e Nobre, 1995). Vários estudos sobre o balanço de nutrientes e as conseqüências das queimadas sobre os diversos ecossistemas brasileiros têm sido efetuados, principalmente na região da Bacia Amazônica e Cerrado.

2.3.1. As queimadas no Brasil e Mato Grosso

Graças aos esforços da pesquisa científica nacional, o país possui hoje uma visão precisa do problema das queimadas. O monitoramento revela a existência de cerca de 300 mil queimadas por ano, em todo o país. Sua origem é essencialmente agrícola e em geral ocorrem em áreas já desmatadas, com padrões espaciais diferenciados e dinâmica temporal variável (Embrapa, 2000).

No âmbito do Programa de Monitoramento, Prevenção e Controle das Queimadas na Agricultura do Ministério da Agricultura e Abastecimento foi solicitado à Embrapa Monitoramento por Satélite um estudo visando caracterizar as áreas mais críticas em termos de ocorrência de queimadas no Brasil (Embrapa, 2000). Para Klink et al. (2002), o monitoramento orbital indica que o número de queimadas segue com tendência de crescimento anual, tanto em termos espaciais como em intensidade, mesmo se ocorrem declínios em alguns locais ou regiões.

A região Centro-Oeste passou de 37,0% das queimadas do país em 1997 para 48,0% em 1999. Na Amazônia Legal concentra-se mais de 85,0% das queimadas que ocorrem de forma constante no Brasil. Nas outras regiões, o padrão espacial também é descontínuo e mais difuso, com áreas de maior ou menor concentração. A região Centro-Oeste concentra mais de 35,0% das queimadas seguidas pelo Sudeste (29,0%) e Norte (24,0%). Os estados que mais contribuíram nos últimos três anos são: Mato Grosso (38,0% - 20 municípios), Pará (27,0% - 12 municípios), Maranhão (10,0% - 12 municípios) e Tocantins (7,0% - 23 municípios) (Embrapa, 2000).

Informações sobre as condições de queimadas de Mato Grosso estão registrados na Fundação Estadual do Meio Ambiente do Estado do Mato Grosso (FEMA-MT). Segundo Anderson et al. (2005), no estado a maior parte das queimadas ocorre durante a estação seca (maio a outubro) ou no início da estação úmida, sendo que para o ano de 2001, os meses que apresentaram maior número de focos de incêndio foram junho, agosto, setembro e outubro. Neste período de estiagem, a vegetação se torna um

meio de propagação de fogo, sendo o homem o maior responsável pelas queimadas.

O Mato Grosso tem sido um dos estados brasileiros mais afetados em relação ao número de focos de calor detectados. Para o ano de 1999, o percentual total de focos de calor foi de 39,0%, em 2000 este percentual foi reduzido para 30,0%, e em 2001 para 23,0%. Neste último ano, verificou-se que na mesoregião norte apresentou índices superiores a mil focos de calor, provavelmente relacionados à expansão do desmatamento nesta região (Anderson et al., 2005). No Complexo do Pantanal, principalmente em sua região norte, esse mesmo índice passou de duas queimadas para oito queimadas por 100 km^2 (Embrapa, 2000).

Historicamente, o número de focos de calor varia no Pantanal de ano para ano, em função da variação na distribuição das chuvas e na umidade relativa do ar, modificando a paisagem local. O período crítico de observação destes focos é de julho a outubro de cada ano devido à influência de nuvens que mascaram a detecção de focos de calor nos demais meses do ano e para enfatizar o número de queimadas no período crítico (Tabela 3). Neste local, as queimadas são muito freqüentes em campos naturais com dominância de gramíneas grosseiras e duras (Moraes et al., 2000).

TABELA 3. Focos de calor considerando o período crítico de julho a outubro de 2000 a 2006 no Pantanal (Satélite NOAA, INPE).

Ano	Focos de Calor mensal				Focos de calor
	Jul	Ago	Set	Out	total
2000[1]	---	---	---	---	1.406
2001[1]	---	---	---	---	5.726
2002[1]	---	---	---	---	1.715
2003[1]	---	---	---	---	1.395
2004	81	439	2001	1084	3.605
2005[2]	437	3838	1483	441	6.199
2006[3]	80	297	247	42	666

[1] Dados mensais não computados
[2] Dados até 27 de outubro/2005
[3] Dados até 22 de outubro/2006
Fonte: Embrapa/CPAP (2007 – banco de dados do INPE)

O fogo não constitui um fator completamente antrópico, ou seja, de total responsabilidade do homem, e nem sempre é prejudicial aos seres humanos e a conservação da natureza. No Pantanal o fogo é utilizado como instrumento de manejo das pastagens nativas, queima controlada, regulamentada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Lei Federal, Decreto nº 2261 de 08/07/1998 (Embrapa/CPAP, 2007).

A queima controlada só deve ser realizada em áreas definidas, com isolamento prévio através de aceiros, onde o fogo orientado é utilizado como ferramenta para consumir a macega ou o excesso de material combustível (Embrapa, 2000). Funciona como um método barato de limpeza das pastagens nativas, favorecendo a rebrota e a germinação de sementes e melhorando o valor nutritivo e o consumo de forragem pelos animais domésticos e silvestres. Ao contrário da queima controlada, o fogo sem controle acaba se alastrando e queimando áreas que não deveriam ser queimadas, entre elas, áreas de baixadas (pastagens com maior valor nutritivo) e áreas de cordilheira (por conta da grande biomassa queimada). (Embrapa/CPAP, 2007).

Estudos ecológicos que venham a determinar os efeitos do fogo e da presença do gado sobre a comunidade vegetal são a base para se obter informações sobre formas de manejo viáveis ou alternativas (Moraes et al., 2000).

Várias tecnologias, se devidamente usadas e com apoio governamental, podem reduzir de forma expressiva, a prática das queimadas como instrumento de manejo, trazendo benefícios ao meio ambiente e à sociedade. Uma delas é o zoneamento agroecológico, que é um instrumento útil para orientar os agricultores sobre como utilizar bem os recursos naturais de sua propriedade e minimizar os riscos econômicos e ambientais. O zoneamento orienta sobre o melhor período de plantar, o local mais adequado para a agricultura e a pecuária, a localização da reserva ambiental, a proteção de fontes e dos mananciais de água e orienta sobre como diminuir os riscos de degradação de solos (Embrapa, 2000).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

Para desenvolvimento do estudo, foram selecionadas áreas nas fitofisionomias, segundo Couto et al. (2006) (Figura 3) presentes na RPPN SESC Pantanal, localizado no município de Barão de Melgaço, Mato grosso - Brasil

- cambarazal (CAM) – floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* (Vochysiaceae), com cerca de trinta metros de altura;
- cerrado (CEC) – cerrado "sensu stricto" com cerca de 7-10 metros com predominância de *Astronium fraxinifolium* e *Dipteryx alata*. Esses cerrados ocorrem em cordões arenosos circundando os campos;
- campo aberto (CAP) – campos limpos de cerrado que são inundados durante o período úmido. Apresentam espécies aquáticas;
- espinheira baixa (ESB) – campo sazonalmente inundável com predominância de arbustos espinhosos de até 2 metros de altura. Durante o período úmido, há presença de macrófitas;
- mata decídua com bambu (MDB) – floresta baixa com cerda de vinte metros de altura. Predominam as espécies decíduas *Myraculodum urundeuva* e *Cedrela fissilis*. No sub-bosque predomina a espécie *Bambasu* sp.

Após incêndio ocorrido no período de 30 de agosto a 11 de setembro de 2005, foram coletadas amostras de solo em cada uma dessas áreas, entre os dias 20 a 24 de setembro do mesmo ano.

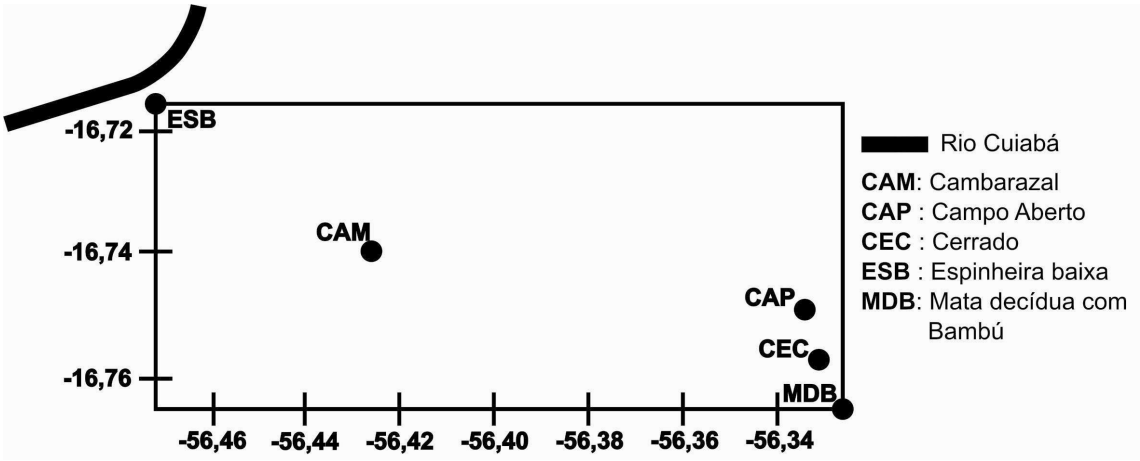

FIGURA 3. Localização geográfica das fitofisionomias na área de estudo.

3.2. Método de amostragem

A área de cada fitofisionomia foi subdivida em duas parcelas, correspondendo a ocorrência ou não de fogo (Figura 4). Em cada parcela foram coletadas cinco amostras de solo em malha fixa de 5,0m X 4,0m na profundidade de 0,10m, utilizando pá de corte (Figura 5).

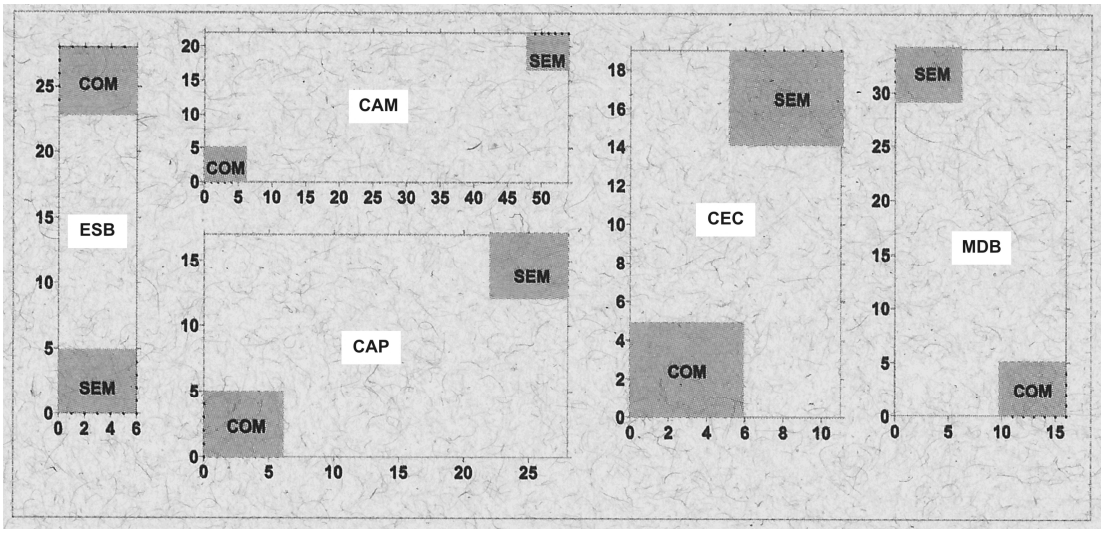

FIGURA 4. Disposição das parcelas sob ocorrência ou não de fogo nas fitofisionomias estudadas.

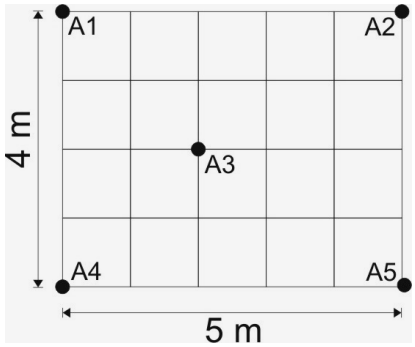

FIGURA 5. Esquema de coleta de amostras de solo em cada parcela das fitofisionomias estudadas.

Coletou-se aproximadamente 150g de solo em cada amostra, as quais foram acondicionadas em sacos de plástico. Em seguida, foram levadas para o laboratório de Microbiologia do Solo, na Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAMEV) da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e armazenadas em câmara fria (± 16ºC) para posterior análise microbiológica.

Também foi coletada uma amostra simples de solo para cada parcela, na profundidade de 0 a 0,05m, utilizando amostrador volumétrico de Kopeck, segundo Couto et al. (2006) para análise química do solo.

3.2.1. Análise química dos solos

Os atributos químicos dos solos foram determinados seguindo a metodologia recomendada pela Embrapa (1997), analisando 20 indicadores por tratamento, sendo eles: pH em água (pH H_2O), Alumínio (Al - cmolc.dm^{-3}), Zinco (Zn - mg.dm^{-3}), Cobre (Cu - mg.dm^{-3}), Ferro (Fe - mg.dm^{-3}), Boro (B - mg.dm^{-3}), Carbono orgânico (C - g.Kg^{-1}), Matéria orgânica (MO - g.Kg^{-1}), Nitrogênio (N - g.Kg^{-1}), Alumínio saturado (Al^{3+}Sat - %), Manganês (Mn - mg.dm^{-3}), Fósforo (P - mg.dm^{-3}), Hidrogênio (H - cmolc.dm^{-3}), Enxofre (S - mg.dm^{-3}), Saturação de Bases (Sat.Bases - cmolc.dm^{-3}), Capacidade de troca catiônica (CTC - cmolc.dm^{-3}), Magnésio (Mg - cmolc.dm^{-3}), Potássio (K - mg.dm^{-3}), Soma das Bases (S. Bases - cmolc.dm^{-3}) e Cálcio (Ca - cmolc.dm^{-3}). Os procedimentos analíticos

3.3. Avaliação da população microbiana

3.3.1. Contagem de colônias de bactérias e fungos

As comunidades de bactérias e de fungos do solo foram determinadas no laboratório de Microbiologia do Solo da Universidade Federal de Mato Grosso pelo método de diluição em série, seguido de plaqueamento em meio de cultura, cada amostra com três repetições. Para o crescimento bacteriano, foram transferidas alíquotas de 0,1mL das diluições 10^{-2} de cada amostra de solo para meio de cultura Ágar Nutriente em placas de Petri descartáveis (57cm^2). Sob o mesmo método, modificou-se o meio e a diluição para a contagem de fungos, sendo transferido 0,1mL da diluição 10^{-4} para o meio Thayer-Martin (Parkinson et al., 1971).

As contagens de unidades foramadoras de colônias (UFC) bacterianas foram realizadas com 24, 48 e 72 horas e, para as fúngicas, 48 e 72 horas. Os resultados foram expressos em unidades formadoras de colônias por grama de solo seco (UFC/g solo seco).

3.3.2. Extração de esporos de FMA no solo

Os esporos de FMA foram extraídos do solo pelo método de peneiramento por via úmida (Gederman e Nicolson, 1963), combinada com a técnica de centrifugação em sacarose (Sieverding, 1991). Este procedimento foi realizado no Laboratório de Microbiologia de Solos do Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR).

3.4. Procedimentos estatísticos experimentais

Os dados obtidos foram analisados por Teste de Tukey (Box et al.,1978; Espinosa, 2007), ANOVA One Way (Mason et al., 1989; Montgomery, 1991) e analise de resíduos (Espinosa, 2001) utilizando-se o programa estatístico Minitab (2003).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para as colônias bacterianas existentes em todas as fitofisionomias estudadas, obteve-se a média geral de 162,53 UFC/g de solo para as áreas queimadas, e 106,64 para áreas não queimadas, ou seja, um aumento de 53, 41% da população bacteriana após o processo de queima (Figura 6). Para as colônias fúngicas, observou-se também média geral maior de número de colônias em área sob fogo (24,95 UFC/g de solo) do que na área sem fogo (10,88 UFC/g de solo), representando o aumento do número de colônias fúngicas de 129,32% após a exposição ao fogo (Figura 6).

Para os FMA, os números de esporos encontrados foi de 5,04 esporos/50mL de solo nas áreas atingidas pelo fogo e 9,44 em áreas livres deste impacto, valores baixos quando comparados aos de Silva (2004) que variou entre 10 a 817 esporos/50 mL. Estes valores mostram um decréscimo na população de FMA em 87,30% das parcelas naturais para as parcelas queimadas (Figura 6), ou seja, o impacto do fogo poderia ter contribuído negativamente para o crescimento da população de FMA nas parcelas estudadas.

As médias dos valores de abundância, quando comparadas as áreas atingidas ou não de fogo, não diferem estatisticamente quanto as comunidades bacterianas ($p=0,155$) e FMA ($p=0,087$), porém o mesmo não ocorre com a comunidade fúngica total, onde foi observada diferença significativa ($p=0,034$) (Figura 6).

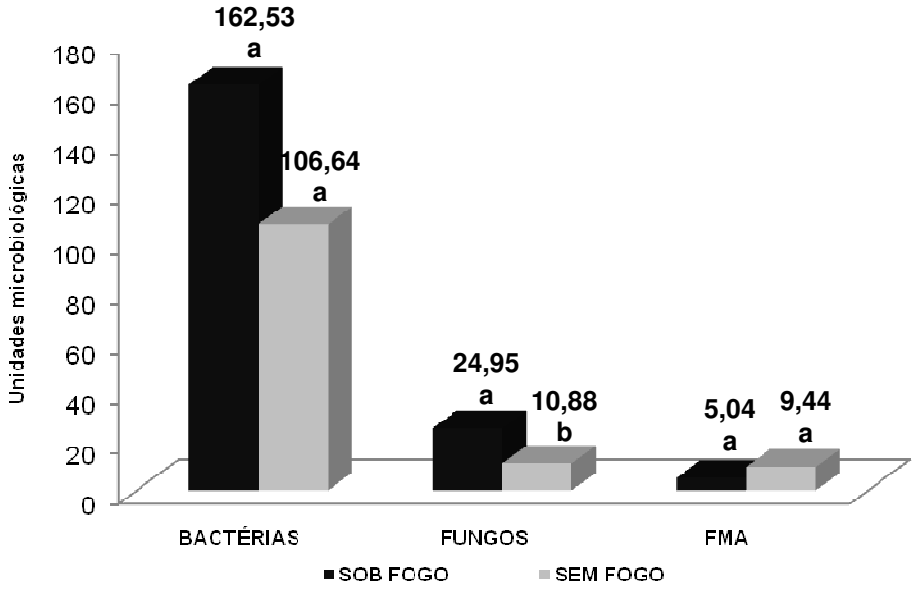

FIGURA 6. Médias dos valores de abundância de bactérias (UFC/g de solo), fungos (UFC/g de solo) e FMA (esporos/50mL), em áreas com ocorrência ou não de fogo, na RPPN SESC Pantanal – MT.

Considerando a homogeneidade entre as parcelas das fitofisionomias estudadas e comparando-se a diferença das médias das populações microbiológicas sob condições ou não de queima, pôde-se compreender a semelhança entre os valores das parcelas para cada microbiota. Entretanto, observou-se ainda variação da abundância destes microrganismos por fitofisionomias e, portanto, cabe avaliar tais grupos em separado, considerando esta variação como prerrogativa do processo de queima ou não nestas vegetações.

A importância destas variações populacionais reside na possibilidade de se prever mudanças no funcionamento dos sistemas, em decorrência de alterações na sua diversidade (Tilman, 1996), considerando a comunidade microbiana e a estimativa da diversidade (Ovreas et al., 1997), bem como fatores físicos e químicos como pré-requisito para a compreensão da atividade funcional dos microrganismos nestes ecossistemas.

Observaram-se correlações significativas das comunidades bacterianas e fúngicas com as características quando comparadas as áreas

com ocorrência de fogo ou não (Tabela 4), ficando evidente de que há uma contribuição destes atributos químicos do solo sobre a microbiota em pelo menos uma das fitofisionomias estudadas.

TABELA 4 – Coeficiente de correlação da microbiota edáfica com os atributos químicos significativos(*/**) em áreas sob condições de queima na RPPN SESC Pantanal – MT.

Atributos químicos	ÁREAS COM FOGO						ÁREAS SEM FOGO					
	Bactérias		Fungos		FMA		Bactérias		Fungos		FMA	
	$R^{(1)}$	$p^{(2)}$	$R^{(1)}$	$p^{(2)}$	$R^{(1)}$	$p^{(2)}$	$R^{(1)}$	$p^{(2)}$	$R^{(1)}$	$p^{(2)}$	$R^{(1)}$	$p^{(2)}$
pH H_2O	-0,526	0,007**	0,412	0,041 *	---	---	---	---	0,669	0,000**	---	---
K	---	---	0,413	0,040 *	---	---	---	---	0,696	0,000**	---	---
Ca	---	---	0,391	0,053 *	---	---	---	---	0,808	0,000**	---	---
Mg	---	---	0,593	0,002**	---	---	---	---	0,837	0,000**	-0,478	0,016**
Al	0,580	0,002**	---	---	---	---	---	---	-0,544	0,005**	---	---
MO	-0,464	0,020 *	0,629	0,001**	---	---	---	---	0,782	0,000**	0,570	0,003**
Al^{3+} Sat	---	---	---	---	---	---	---	---	-0,732	0,000**	---	---
Zn	-0,386	0,056 *	0,672	0,000**	---	---	---	---	0,720	0,000**	-0,431	0,031 *
Cu	0,500	0,011 *	---	---	---	---	---	---	-0,421	0,036 *	---	---
Fe	0,484	0,014 *	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Mn	---	---	0,601	0,001**	---	---	---	---	---	---	-0,485	0,014 *
B	-0,473	0,017 *	0,567	0,003**	0,499	0,011 *	---	---	0,560	0,004**	---	---
C	-0,464	0,020 *	0,629	0,001**	---	---	---	---	0,782	0,000**	-0,570	0,003**
N	---	---	0,532	0,006**	---	---	---	---	---	---	-0,432	0,031 *
S. Bases	---	---	0,514	0,009**	---	---	---	---	0,833	0,000**	-0,436	0,029 *
CTC	---	---	0,496	0,012 *	---	---	---	---	0,767	0,000**	-0,423	0,035 *
Sat. Bases	---	---	---	---	---	---	---	---	0,638	0,001**	---	---
H	---	---	0,480	0,015 *	---	---	---	---	0,524	0,007**	---	---

(1) Coeficiente de Correlação de Pearson (R)
(2) p-valor (p)
* p-valor significativo (nível de 5% de probabilidade)
** p-valor altamente significativo (nível de 1% de probabilidade)

Nas áreas queimadas, as características matéria orgânica (MO), zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe), boro (B) e carbono orgânico (C) apresentaram-se fracamente correlacionadas com a população bacteriana, enquanto que o pH H_2O e Al obtiveram forte correlação. Já os fatores magnésio (Mg), MO, Zn, manganês (Mn), B, C, nitrogênio (N), e soma de bases (S.Bases), apresentaram fortes correlações com a população fúngica. Para FMA, registrou-se forte correlação somente com a variável B.

Nas áreas não queimadas, não houve correlação significativa das características químicas com a população bacteriana, no entanto, parte destas características se correlacionou significativamente com a população fúngica. O pH em água (pH H_2O), potássio (K), cálcio (Ca), Mg, MO, Zn, B, C, S.Bases, capacidade de troca catiônica (CTC), Saturação de bases (Sat. Bases) e hidrogênio (H) mostraram forte correlação com a população fúngica mas para o alumínio (Al), Alumínio saturado (Al^{3+}Sat) e Cu, esta correlação é muito fraca. Para o FMA, sua correlação é positiva somente com a MO, e negativa para as demais características significativas (Mg, Zn, Mn, C, N, S.Bases e CTC).

O aumento e/ou a diminuição dos teores destas características químicas podem afetar de forma específica a microbiota de uma ou até mais fitofisionomias ao mesmo tempo. Salienta-se, portanto a importância do teste de Tukey para efeito de observação da variância entre as parcelas, e a comparação das médias destes teores para cada vegetação estudada.

Diferenças significativas entre as médias de algumas características químicas foram encontradas nas parcelas das fitofisionomias cambarazal (CAM), espinheira baixa (ESB) e mata decídua com bambu (MDB)(Figura 7).

Para CAM (Figura 7), foram encontradas diferenças estatísticas entre as parcelas para pH H_2O, Al, C, MO, N, Al^{3+}Sat, fósforo (P), H e Sat. Bases, tendo somente o pH H_2O e Sat. Bases como fatores que sofreram aumento de seus teores com o processo de queima.

Para a fitofisionomia ESB, a diferença entre as médias das concentrações das características Al, Zn, Cu, Fe, C, MO, N, Mn, H, enxofre (S) e CTC foram significativas entre a parcela queimada e não queimada. Em todos os casos, os fatores sofreram uma redução significativa de seus teores nas parcelas sem fogo para as sob fogo, e isto, possivelmente, poderia ter sido causado pelo processo de queima sobre esta vegetação.

Em MDB, observou-se diferença significativa somente para os teores de Fe, com um aumento de 383,56% da área natural (71,8 $mg.dm^{-3}$) para a queimada (347,2 $mg.dm^{-3}$) (Figura 7).

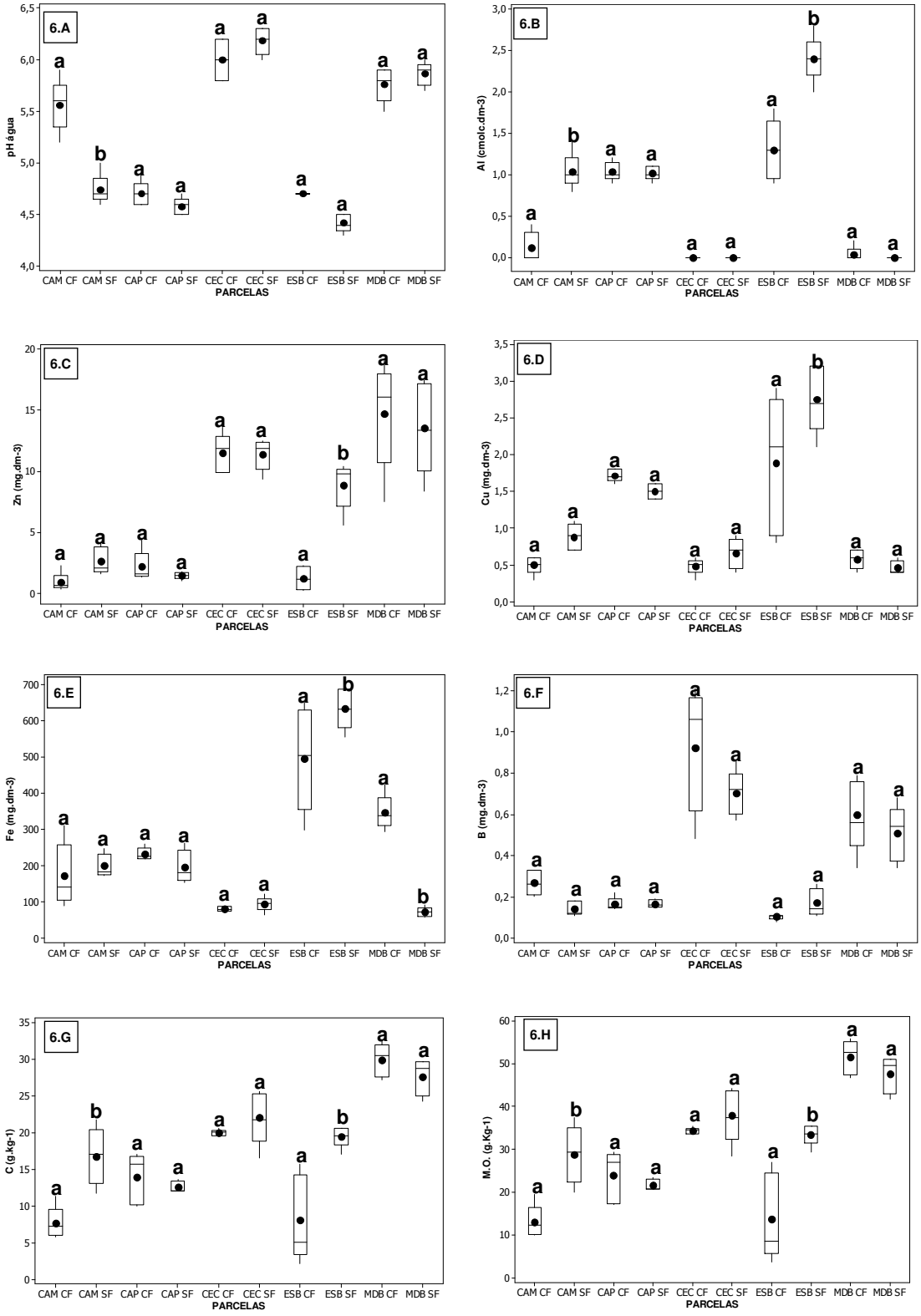

FIGURA 7. Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados dos teores das características químicas nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT [**Fig. A** - pH em água (pH H_2O); **B** - Alumínio (Al); **C** - Zinco (Zn); **D** - Cobre (Cu); **E** - Ferro (Fe); **F** - Boro (B); **G** - Carbono orgânico (C); **H** - Matéria orgânica (MO)].

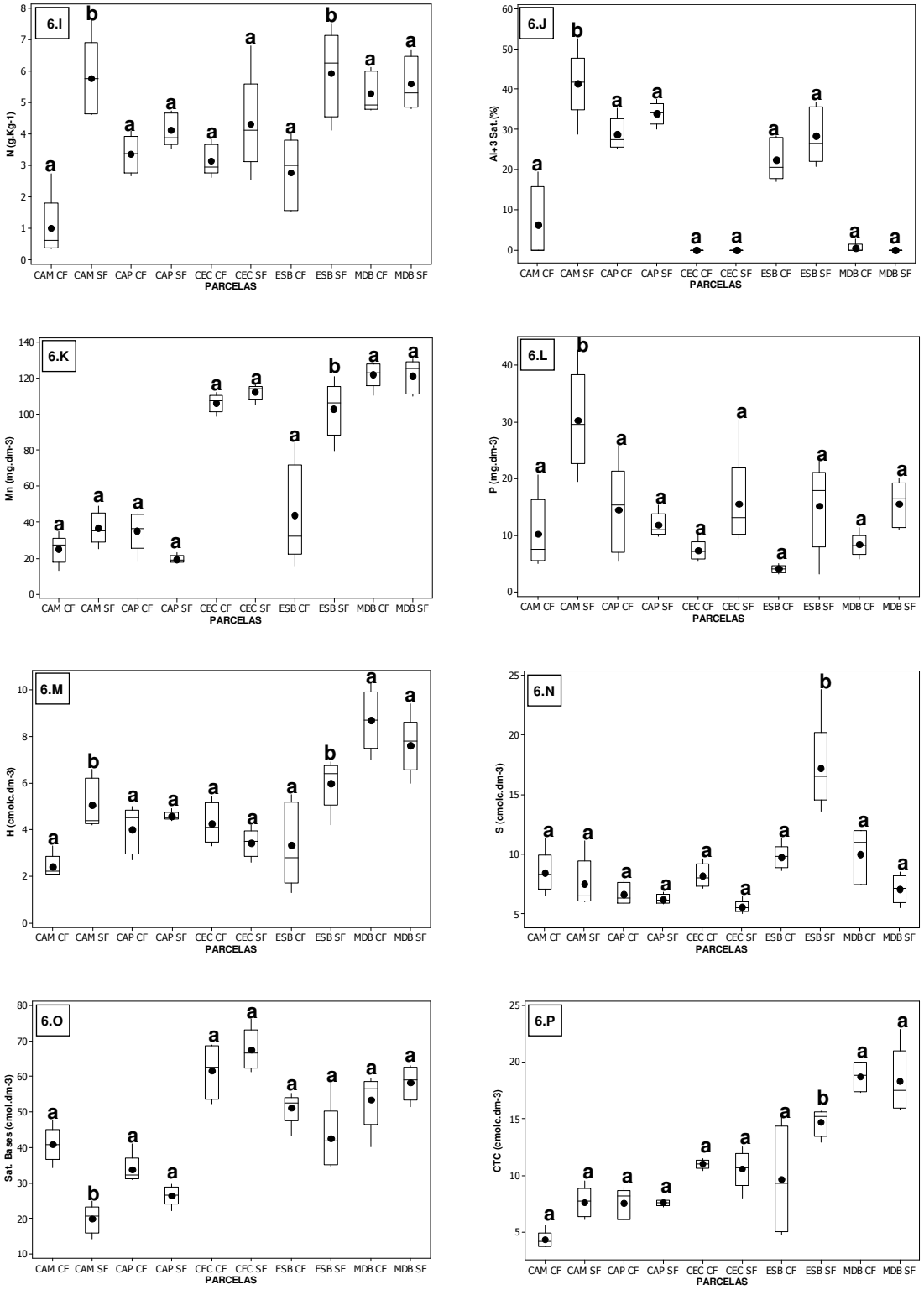

FIGURA 7. [cont.] Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados dos teores das características químicas nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT [**Fig. I** - Nitrogênio (N); **J** – Alumínio saturado (Al^{3+}Sat); **K** - Manganês (Mn); **L** - Fósforo (P); **M** - Hidrogênio (H); **N** – Enxofre (S); **O** – Saturação de Bases (Sat. Bases); **P** – Capacidade de troca catiônica (CTC)].

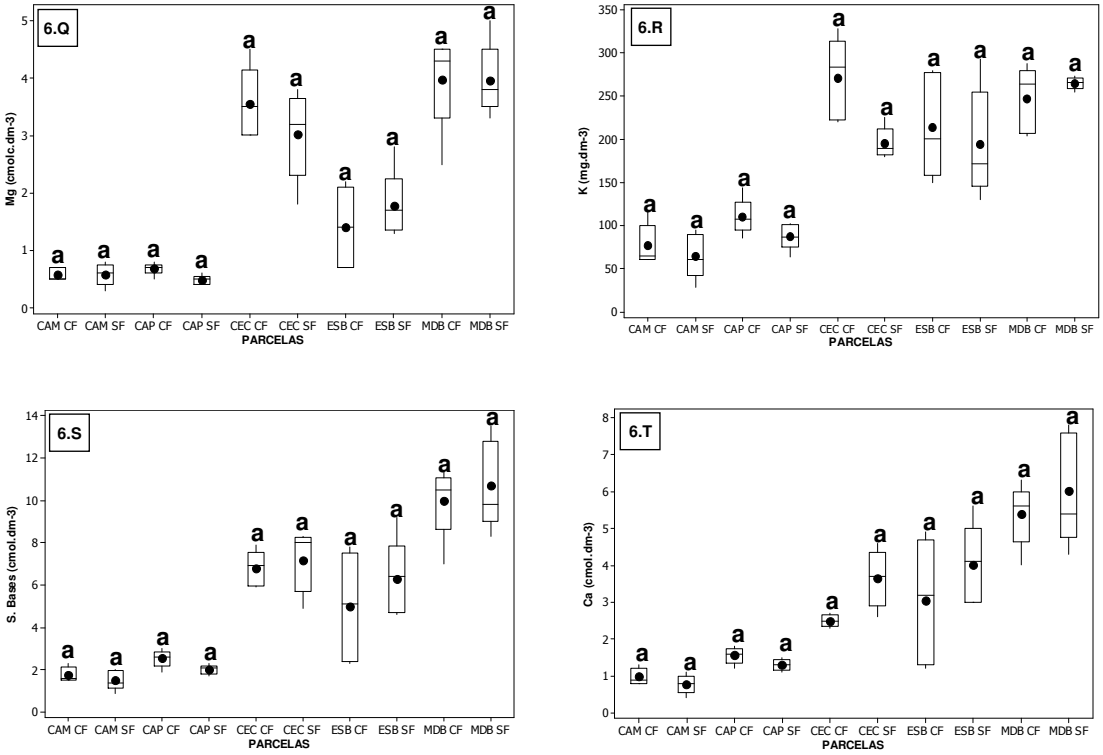

FIGURA 7. [cont.] Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados dos teores das características químicas nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT [**Fig. Q** - Magnésio (Mg); **R** - Potássio (K); **S** – Soma de Bases (S. Bases); **T** - Cálcio (Ca)].

Para as fitofisionomias cerrado (CEC) e campo aberto (CAP), não foram encontradas diferenças significativas dos teores dos fatores físicos e químicos entre as parcelas das fitofisionomias estudadas. A ausência desta significância infere-se que as características pouco teriam sido influenciadas pelo processo de queima, e que a vegetação especifica das parcelas poderia apresentar condições de fácil adaptação ao fogo e de independência direta destes atributos para a estabilidade e sobrevivência destas vegetações no ambiente.

Cabe agora apresentar o perfil de cada fitofisionomia estudada para entender a relação dos fatores físicos e químicos com a comunidade microbiana, observando se estas correlações e variâncias poderiam confirmar o impacto direto do fogo sobre os microrganismos nas diferentes parcelas.

4.1. População bacteriana

Foi observado o aumento do número de colônias bacterianas nas fitofisionomias CAM, CEC e ESB (153,56%, 195,06% e 208,51%, respectivamente) sob fogo. Já as áreas CAP e MDB obtiveram decréscimos de 79,17% e 3,66%, respectivamente. Comparações entre as médias de UFC bacterianas nas parcelas de cada fitofisionomia apresentaram-se homogêneas, exceto entre as parcelas da fitofisionomia espinheira baixa (ESB - Figura 8).

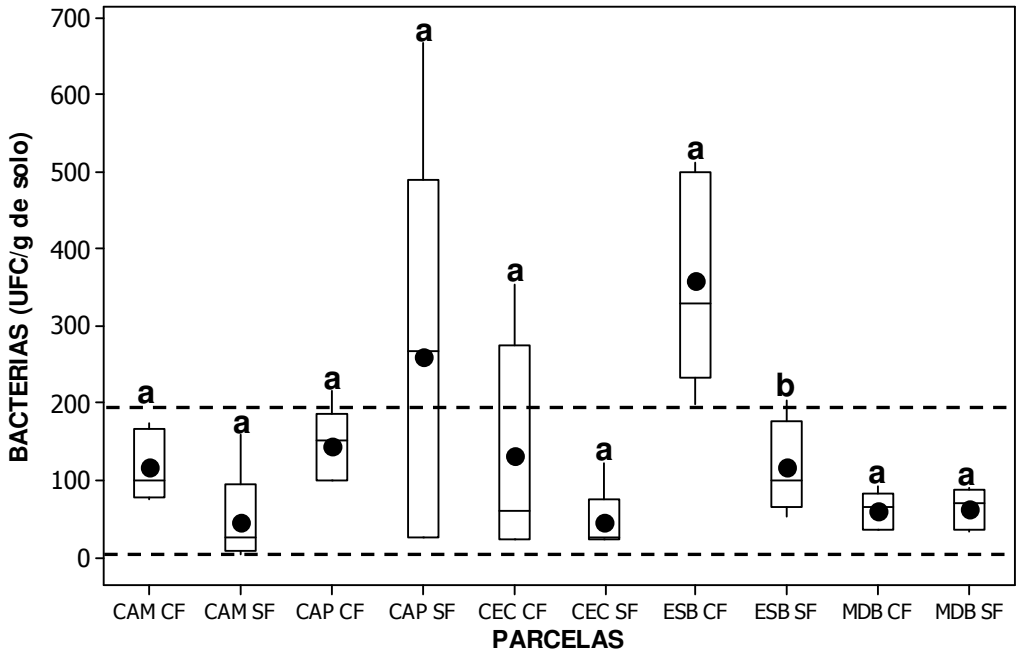

FIGURA 8. Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados de UFC bacterianas nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT.

O aumento da média geral de UFC bacterianas nas fitofisionomias estudadas (358,8 UFC/g de solo) pode ser explicado pelos coeficientes de correlação significativos negativos dos fatores físicos e químicos analisados. Mesmo apresentando baixo potencial de crescimento, devido ao baixo teor de nutrientes disponíveis no solo impactado ou ao alto teor de substratos recalcitrantes, a população bacteriana apresenta alta capacidade de

competição por substratos, caracterizando este grupo como um indicativo de seleção de bactérias do tipo “k” (Smit et al., 2001).

A homogeneidade das medias de UFC bacterianas existentes na maioria das fitofisionomias pode ser explicada pelo termo conhecido como “microdiversidade microbiana”, cujos microrganismos isolados poderiam ter-se adaptado aos diversos fatores existentes no ambiente, ou até mesmo específicas condições de estresse (Schloter et al., 2000; Brasil et al., 2005).

Embora somente a ESB apresentasse diferença significativa entre suas parcelas, as fitofisionomias CEC e ESB sob fogo e CAP sem fogo, apresentaram altos desvios padrões, inferindo que pelo menos uma ou mais amostras destas parcelas poderiam ter sofrido um impacto local que beneficiasse o aumento de colônias nestas fitofisionomias.

O maior número de colônias bacterianas em parcelas sob fogo pode ter sido ocasionado pelo aumento de disponibilidade e depósito de nutrientes no solo após o processo de queima, e posteriormente a intensificação da remineralização do solo (Siqueira e Franco, 1988).

Do ponto de vista da caracterização das colônias das parcelas estudadas, observaram-se muitas semelhanças coloniais quanto a forma e distribuição entre elas, inferindo-se que o grupo bacteriano presente nas parcelas apresentava resistência ao fator fogo.

Neste caso, com a ação do fogo, poderia ter acarretado a seleção de alguns grupos microbianos que em geral, se mostram mais competitivos pelos nutrientes disponibilizados, ou também o favorecimento de outros microrganismos mais estáveis que vivem no mesmo perfil do solo. Em específico, as bactérias do solo são consideradas auxotróficas, ou seja, requerem um ou mais nutrientes para o crescimento (Siqueira e Franco, 1988).

Devido as suas características morfológicas coloniais mais simples, permitiu-se que elas se adaptassem mais rapidamente às modificações ambientais em tempos mais curtos. Esta diferença pode ser observada nas parcelas de ESB, quando se compara o número colonial (Figuras 9 e 10) e a caracterização das mesmas observadas nestas parcelas (Figura 11 e 12).

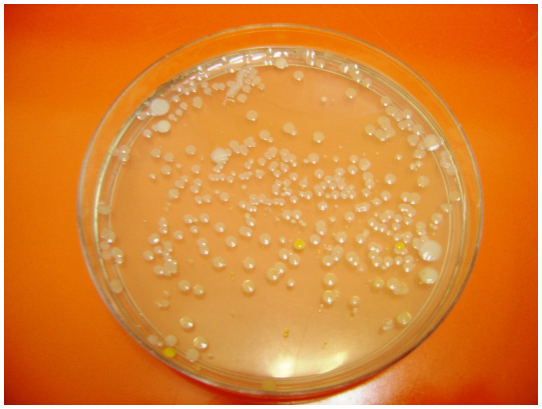

FIGURA 9. Colônias bacterianas da fitofisionomia ESB atingida pelo fogo (Foto: Moura, 2006).

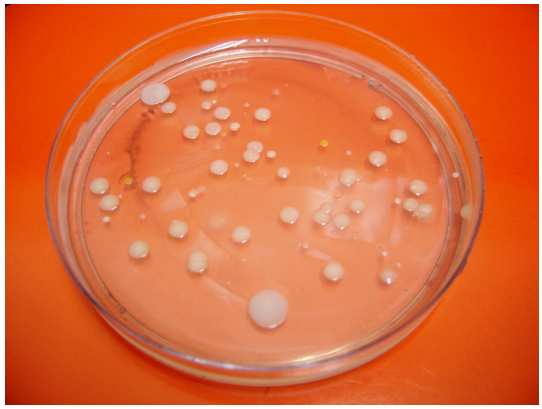

FIGURA 10. Colônias bacterianas da fitofisionomia ESB na ausência do fogo (Foto: Moura, 2006).

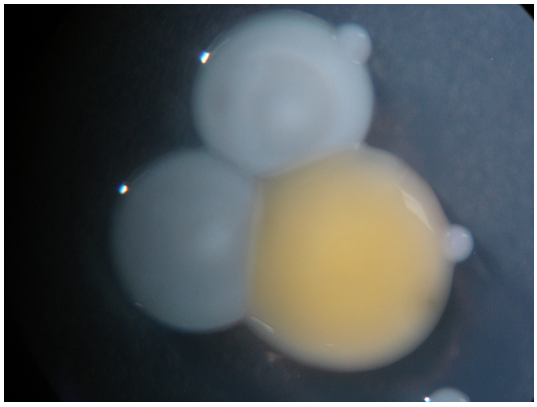

FIGURA 11. Caracterização de colônias bacterianas na parcela ESB atingida pelo fogo (Foto: Moura, 2006).

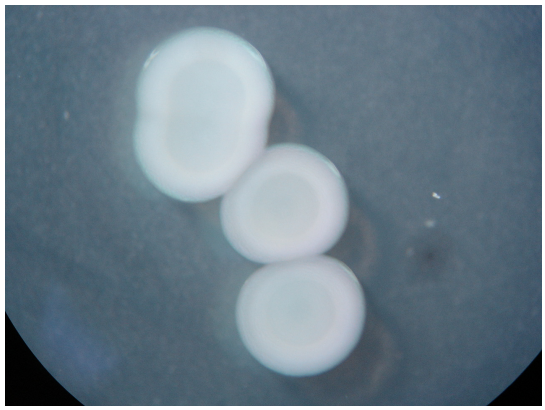

FIGURA 12. Caracterização de colônias bacterianas na parcela ESB na ausência do fogo (Foto: Moura, 2006).

Resultados opostos às parcelas comparadas da fitofisionomia ESB (Figura 8), como é o caso do campo aberto (CAP), onde se observa a inversão brusca da comunidade bacteriana, pode ser explicada provavelmente pelo impacto da queimada de sua vegetação específica (gramíneas). Esta vegetação após queima expõe seu solo a muitas intempéries, acarretando impactos negativos mais severos como a exposição ao calor e a lixiviação pela água das chuvas, causando a perda rápida de nutrientes encontrados na superfície. Isto desfavorece as bactérias que vivem na rizosfera e/ou que são consideradas “r” estrategistas, e

contribuem, principalmente, para o crescimento de bactérias ruderais e, em segundo momento, os fungos, grupo considerado de alta resistência e adaptabilidade ao meio.

Correlações significativas foram encontradas entre a população bacteriana com o pH H_2O, Al, Zn, Cu, Fe, B, C e MO nas parcelas queimadas (Figura 7.A a 7.H, respectivamente), mas não nas naturais. Estas correlações de fato só ocorrem em ambas fitofisionomias CAP e MDB sob fogo, para as características MO, Fe, Zn e C, sendo pH H_2O restrito a CAP, e boro (B) restrito a MDB. Embora estes fatores pudessem interferir no decréscimo das populações bacterianas de CAP e MDB, não foi possível visualizar diferenças significativas desta microbiota entre as parcelas afetadas ou não pelo fogo.

A queima proporcionou a diminuição dos teores de MO, N (Figura 7.I) e o aumento de pH na maioria das fitofisionomias estudadas, porém o aumento dos teores destes fatores MO, N e pH ocorrera em CAP e MDB, fato semelhante observado por Assis et al.(1992). Mesmo apresentando impactos após a queimada, as bactérias têm sido afetadas insignificativamente pelo processo de queima.

De forma não significativas, as outras fisionomias também apresentam situações semelhantes, porém com diferenças entre médias bastante amplas (CAM e CEC). As parcelas afetadas pelo fogo e CEC apresentaram um aumento de 153,56% de UFC bacterianas em CAM e 195,06% em CEC (Figura 7). Por caracterizarem vegetações resistentes a diversos impactos inclusive ao fogo, as bactérias foram favorecidas pela vegetação, aumentando pH local e a saturação de bases contidas no solo de CAM.

Embora as características Al, C, MO, Al^{3+}Sat (Figuras 7.B, 7.G, 7.H e 7.J, respectivamente) tenham sido significativas em CAM, o decréscimo de seus teores pouco favoreceriam a diminuição do número de colônias bacterianas.

O resultado deste trabalho contraria os de dados de Heringer e Ávila (2002b), onde a queima esta associada a um rápido decréscimo da matéria orgânica do solo e a elevação da atividade do alumínio na solução do solo,

resultando num ambiente hostil para o vegetal. De fato, a vegetação pouco sofreu sob a ação destes impactos e conseqüentemente agiria negativamente sobre as bactérias.

Considerando a média da população bacteriana das parcelas com e sem fogo na fitofisionomia espinheira baixa (ESB) significativamente diferentes entre si, pode-se inferir que este aumento populacional bacteriana na área queimada foi ocasionado pelos fatores Zn, Fe, C, MO e Mn (Figuras 7.C, 7.E, 7.G, 7.H e 7.K, respectivamente) observando-se a diminuição dos teores após a queima (594%, 28%, 142%, 142% e 134%, respectivamente).

A diminuição dos teores de Zn, Fe e Mn intensificaram o aumento do pH do solo, conduzindo-o ao processo de alcalinização em ESB (Figura 7). É também conseqüência comum para estes fatores a diminuição ou o baixo de teor de MO existente no ambiente (Malavolta e Kliemann, 1985; Ferreira e Cruz, 1991). A perda de MO nesta região pode ser ocasionada pelo fogo que, mesmo disponibilizando-a no solo, possibilita que sucessivos impactos subseqüentes e desenfreados (como carreamento, lixiviação e/ou erosão local), causem o esgotamento parcial ou total do mesmo. Este processo é intensificado rapidamente pelo desnudamento do solo, por conseqüência da queima e desmatamento da vegetação local.

Com a alcalinização do solo após queima, o Mn sofre redução iônica e torna-se facilmente insolúvel, diminuindo a toxidez do solo, porém também desfavorecendo a absorção de formas ionizadas de Fe, Mg e Ca (Figuras 7.E, 7.Q e 7.T, respectivamente) pelas plantas, função biogeoquímica desempenhada, em partes, por esta microbiota, bem como a diminuição de capacidade de troca catiônica (CTC) do solo (Vargas e Hungria, 1997).

Observou-se que a diferença entre as médias da comunidade bacteriana em mata decídua com bambu (MDB), sob fogo ou não, é mínima entre si (60,1 e 62,3 UFC/g de solo, respectivamente – Figura 8) e que ambos os valores medianos são menores que das outras fitofisionomias, devido à densidade vegetacional local. Esta densidade, mesmo em condições naturais, contribui naturalmente para uma maior biomassa vegetal.

Desta forma, pode-se inferir que as variações das concentrações dos nutrientes entre as parcelas sob queima ou não são minimizadas pela vegetação densa MDB (Figura 8), ocasionado pela baixa inflamabilidade de material contido sobre o solo e o alto teor de umidade local (Klink et al., 2002), mantendo-se a disponibilidade dos nutrientes nas parcelas de MDB consideravelmente maiores e sofrendo a perda dos mesmos com a queima de sua vegetação. Isto se confirma com Chuvieco e Martín (1994) e Freire et al. (2002), onde a quantidade, distribuição e continuidade de vegetação herbácea e material lenhoso tornam-se variáveis críticas para a previsão do risco de incêndio.

Notou-se neste estudo o aumento da população bacteriana nas parcelas de cerrado (CEC), com valores medianos de 131,33 UFC na parcela com fogo para 44,53 sob fogo, provavelmente favorecida pela intensificação drástica da disponibilidade de nutrientes. Mesmo apresentando valores de UFC bastante distintos entre si, não houve diferença significativa entre as populações das parcelas. Um fator que pode ter contribuído indiretamente para o incremento da população na parcela com fogo é o potássio (K – Figura 7.R) com o aumento em sua concentração no solo (de 195,0 para 271,0 $mg.dm^{-3}$).

Este aumento pode ter ocorrido pelo processo de queima, disponibilizando-os através das cinzas depositadas na superfície do local impactado pela queima. Coutinho (1990) afirmou esta hipótese quando quantificou as cinzas depositadas no solo do cerrado (300-400 $kg\ ha^{-1}$) e que são rapidamente absorvidas diretamente pelas plantas, que logo forneceriam outros nutrientes aos microrganismos através dos ciclos biogeoquímicos.

O fator fogo para as fitofisionomias estudadas, de maneira geral, pode ser considerado uma variável secundária e de menos porte, interferindo minimamente ou, sequer, mudar o fluxo da ciclagem de nutrientes cuja população microbiana específica está submetida, tendo em vista os

resultados significativos da população bacteriana somente para uma fitofisionomia.

4.2. População fúngica

A população fúngica apresentou aumento das médias de colônias nas parcelas com fogo em fitofiosionomias CAM, CAP, CEC e MDB, quando comparadas às parcelas sem fogo. O fogo poderia ter contribuído minimamente para o decréscimo de número de colônias fúngicas em ESB (de 5,20 UFC da parcela sem fogo para 4,30 UFC após a queima). A variação positiva e negativa das médias de UFC fúngicas nas parcelas estudadas mostrou-se não significativas pelo Teste de Tukey a 95% de probabilidade (Figura 13).

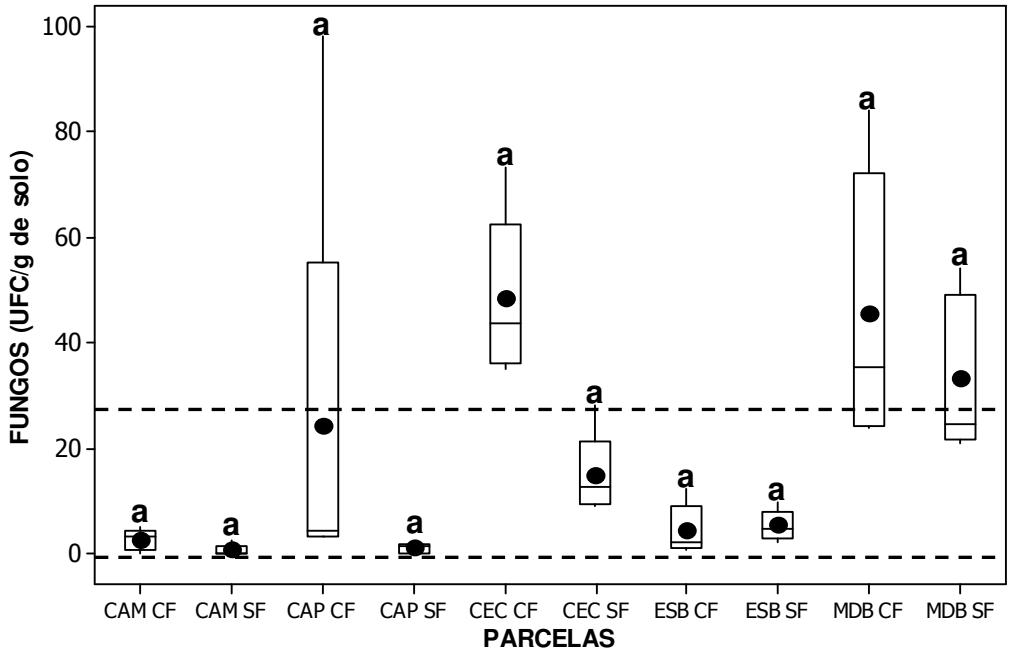

FIGURA13. Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados de UFC fúngicas nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT.

Valores maiores de número de colônias foram encontrados em CEC, MDB e CAP (Figuras 14 a 16) sob áreas queimadas (48,2, 45,53 e 24,13 UFC/g solo, respectivamente) quando comparadas as médias desta

população na ausência de fogo (14,67, 33,07 e 1,0 UFC/g de solo, respectivamente), ou seja, um incremento em UFC de 228,56% em CEC, 37,68% em MDB e 2313,0% em CAP (Figura 17). O aumento da média de numero de colônias nas parcelas de CAM foi de 420%, porém estas médias são diminutas quando comparadas entre si (0,5 UFC em parcela sem fogo para 2,60 UFC sob condições de queima). Resultados foram inversos para população fúngica nas parcelas de ESB, apresentando um decréscimo de UFC de 5,2 na parcela ausente de queimada para 4,3 em área afetada (-20,93% - Figura 13).

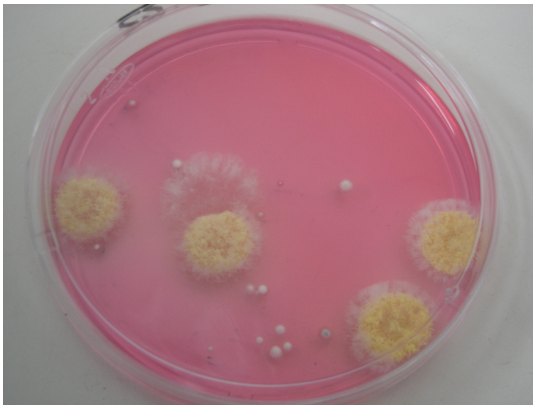

FIGURA 14 – Colônias fúngicas em CEC com fogo (Foto: Moura, 2006).

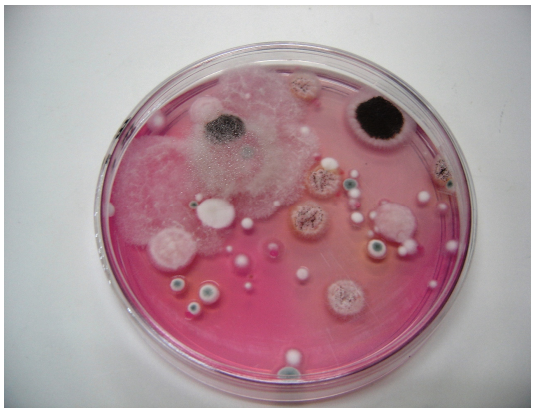

FIGURA 15 – Colônias fúngicas em MDB com fogo (Foto: Moura, 2006).

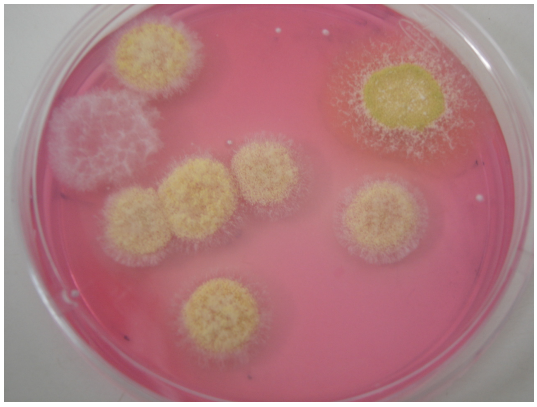

FIGURA 16 – Colônias fúngicas em CAP com fogo (Foto: Moura, 2006).

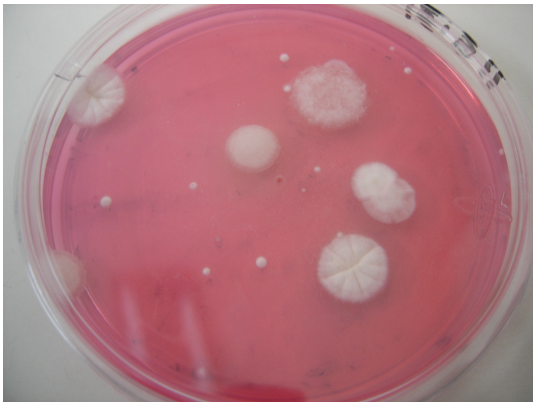

FIGURA 17 – Colônias fúngicas em CAP sem fogo (Foto: Moura, 2006).

A ação do fogo provoca uma série de modificações de natureza física, química e biológica no solo, caracterizando seu uso método de manejo de

solo condenável, atribuindo-lhe possíveis ações degradantes e esterilizantes do solo (Zanine e Diniz, 2006)

Considerando os coeficientes de correlação das características químicas e a população fúngica das fitofisionomias, observou-se que as parcelas de CAM e ESB sofreram influências destes fatores. As fitofisionomias CAP, CEC e MDB não obtiveram correlações significativas para nenhuma variável analisada.

Em CAM, foram encontradas correlações significativas positivas de MO, C, N ($R > 0,50$) com aumento de número de colônias fúngicas em área queimada, bem como pH H_2O, MO, C, Sat. Bases e H (Figura 7.M) para área sem fogo. Correlações significativas negativas como Al e Al^{3+}Sat(-0,544 e -0,732, respectivamente) foram observadas para CAM sem fogo (Tabela 4).

A diminuição da média de UFC fúngicas em ESB apresentou correlações com as atribuitos químicas que corroboram com este decréscimo, sendo Zn, C, MO, N, Mn, CTC (Tabela 4 e Figuras 7.C, 7.G, 7.H, 7.I, 7.K e 7.P).

Foi observado o decréscimo da concentração de nutrientes em 85% das parcelas sob fogo quando comparadas às parcelas naturais, e esta variação poderia ter contribuído para o impacto direto e indireto sobre a microbiota existente em cada fitofisionomia. A redução destes teores foi observada através dos valores entre parcelas das fitofisionomias de Al, Zn, Cu, Fe, B, C, MO, N, Al^{3+}Sat, Mn, P, H, S, CTC, Mg, K, S. Bases e Ca (Figura 7).

Em condições naturais, a Saturação de Al ocupa sítios não específicos de troca subtraindo-se em relação ao K e a outros íons. A precipitação de Al^{3+} após calagem promoveu o acesso destes sítios ao potássio, diminuindo assim a possibilidade de perda por lixiviação (Malavolta e Kliemann, 1985). De fato, isso não foi observado, tendo em vista que com a perda de Al^{3+}Sat, parte dos íons de K, Ca, Fe, Mn, B e H poderiam ter-se perdidos pelo processo de queima e por outros impactos subseqüentes.

O uso contínuo do fogo tem como conseqüência a exposição do solo ao impacto das gotas de chuva, aumentando a compactação e a erosão,

além de interromper gradualmente o ciclo de retorno da matéria orgânica, diminuindo a capacidade de troca de cátions, a retenção de água, a perda de nutrientes do sistema. A perda de nutrientes N, S e K foram observadas por Uhl e Buschbacher (1988) e Bono et al.(1996), e esta ação favoreceu o surgimento de plantas invasoras e aceleração o processo de degradação das pastagens (Zanine e Diniz, 2006). Neste estudo, observou-se contradições quanto aos teores de K e S, sendo o primeiro influenciado negativamente pela queima, e segundo fator favorecido pela fogo nas parcelas de CAM, CAP e CEC.

Devido a grande variação de formas fisionômicas, composição florística, características do solo e diferenças no regime e freqüência de queimadas, há grande variação no conteúdo dos nutrientes na vegetação do Cerrado (Batmanian 1983; Pivello e Coutinho 1992; Kauffman et al., 1994; Castro e Kauffmann, 1998), o que torna difícil uma estimativa precisa da perda de nutrientes durante as queimadas. Durante uma queimada, os nutrientes podem ser volatilizados, perdidos no transporte de partículas, depositados como cinza ou permanecer na vegetação não queimada. Estudos realizados no Cerrado (Kauffman et al., 1994; Castro e Kauffmann, 1998) permitem sugerir que a perda de nutrientes da vegetação durante as queimadas decresce ao longo do gradiente fitofisionômico que vai do campo limpo ao cerrado *sensu stricto* (Zanine e Diniz, 2006), fato confirmado para os nutrientes P, K, Ca, B, C e H.

Em áreas preservadas, a ação do fogo é relativamente rápida, e o impacto na matéria orgânica não foi significativo quando se considera apenas uma queima. Queimas sucessivas na mesma área poderiam, ao longo do tempo, modificar os teores de matéria orgânica (Bono et al., 1996), principalmente em pastagens (Zanine e Diniz, 2006), áreas anteriormente caracterizada como campos, onde o impacto sucessivo de fogo como método de limpeza para pastoreio, poderia agravar a perda de matéria orgânica e de outros nutrientes.

Os resultados para matéria orgânica são pouco divergentes, exceto em CAM e ESB, entre as parcelas estudadas, e no geral são tidos como bons. A justificativa para isto deve-se ao fato de que a ação decompositora

poderia ter ocorrido a um nível inferior da vegetação mais ruderal (CEC e MDB), região que não aquece em demasia, e que também pode ser notada em CAP, vegetação comumente transformada em pastagens de gramíneas, as quais, muitas vezes, são estimuladas, acelerando a produção e substituição das raízes quando o fogo é usado. Outra explicação para o fato é que a matéria orgânica, nos solos tropicais, decompõe-se com rapidez, não ficando acumulado como cobertura morta; em conseqüência, os danos que se causa a este elemento, quando se faz à queima é mínimo (Zanine e Diniz, 2006). Em pastagem de colonião (*Panicum maximum*) submetida a aplicações de queima, não se observou diferenças significativas para o teor de carbono orgânico quando se comparou com tratamentos de roçagem e ao controle (Costa, 1982).

Em região de mata densa (MDB), o processo de queima permitiu a incorporação no solo das cinzas proporcionadas pelas queimadas, ocorrendo a acidificação do meio, e aumentando o teor da maioria dos fatores estudados (K, Mg, Al, M.O, Sat. Al^{3+}, Zn, Cu, Fe, Mn, B e C. Org.). O mesmo foi observado por Veiga e Falesi (1986) e também por Zanine e Diniz (2006) em estudos na região amazônica, onde houve um aumento das bases trocáveis e do P, porém uma redução do Al trocável e da porcentagem de saturação de Al, contrariando os resultados deste trabalho. Por outro lado, é possível que o aumento no teor de Al trocável possa ter reduzido a capacidade de fixação de P, desfavorecendo o crescimento fúngico significativo nestas fitofisionomias CEC e MDB.

4.2.1. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA)

Considera-se que a maior intensidade de atividade biológica ocorre na camada superficial do solo, e a sua exposição aos processos erosivos, com remoção de material do solo devido ao uso e/ou manejo inadequados, provoca redução de sua qualidade (Alvarenga et al.,1999).

Baseado nisto, foi detectada a presença de esporos de FMA em todas as amostras de solo avaliados e estes microrganismos são indicativos de possíveis relações entre a ocorrência destes fungos e o ambiente.

De modo geral, os FMA reagiram negativamente sob o impacto de fogo tendo em vista que a maioria das fitofisionomias estudadas obteve médias maiores sob ausência de fogo, constatando-se um decréscimo de 44,24% de número total de esporos.

As maiores médias de esporos de FMA prevaleceram nas parcelas sob condições naturais, destacando-se as fitofisionomias CAM (5,0 esporos/50mL de solo), CAP (25,8) e ESB (7,6), representando um decréscimo desta população em 44% para CAM, 78,29% para CAP e 50% para ESB quando comparadas às parcelas queimadas. Já as fitofisionomias CEC e MDB obtiveram maiores médias de esporos em áreas queimadas, com 8,6 esporos (38,71%) e 4,4 esporos (69,23%), respectivamente. 80% das parcelas mantiveram-se praticamente homogêneas, com médias entre 2,6 a 7,6. Esta homogeneidade pode ser observada pelos valores de desvio padrão destas parcelas (Figura 18).

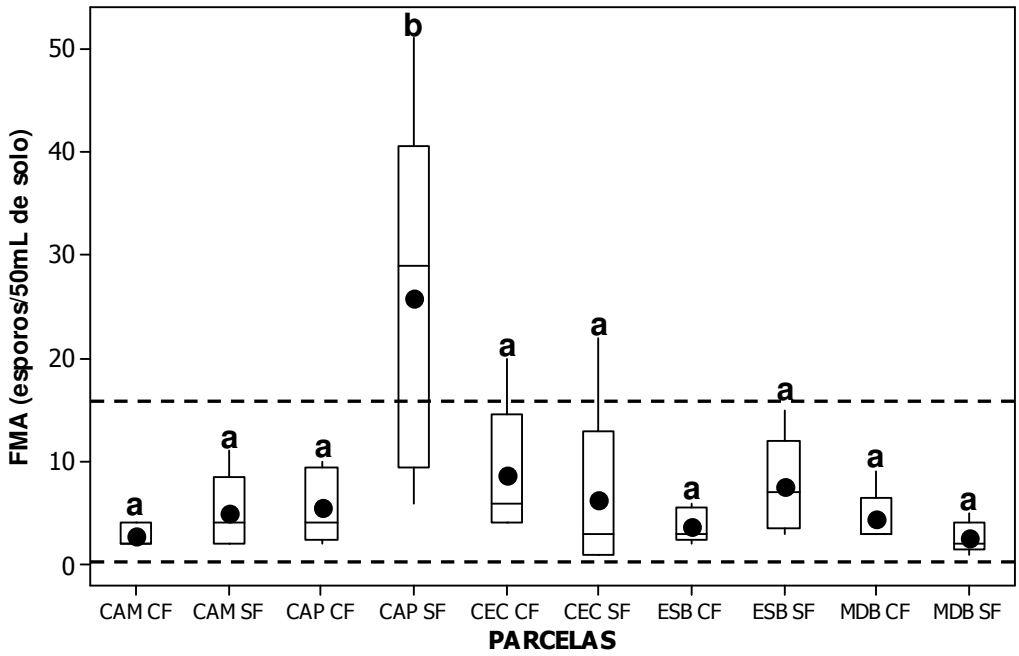

FIGURA 18. Boxplot, desvios padrões e comparação de média dos dados de esporos de FMA nas parcelas das fitofisionomias da RPPN SESC Pantanal, MT.

Observando as médias de esporos das comunidades fúngicas micorrízicas, pode-se notar que as parcelas das fitofisionomias CAM e ESB

sob fogo, chegaram a ter valores duas vezes menores do que em condições naturais, e sob mesmas circunstâncias, esta diferença é quase 5 vezes maiores quando o foco é são as parcelas de CAP. Já o aumento de esporos nas áreas queimadas de CEC e MDB não chegaram sequer a duplicar o número de esporos.

Em ambientes naturais, como em CAM, CAP e ESB, considera-se uma grande diversidade ecológica específica e funcional dos microrganismos e uma constante deposição de nutrientes orgânicos em suas composições edáficas. Devido a sua maior diversidade biológica, a natureza heterotrófica desta comunidade apresenta elevada demanda por substratos reduzidos e específicos, que servem como fonte de natureza de energia. Como resultado desta demanda, a quantidade destes substratos orgânicos e inorgânicos poderia torna-se um fator estressante, que limita a atividade microbiana. Dessa forma, os dados inferem que mesmo apresentando uma grande variedade de nutrientes disponíveis seja em grandes ou pequenas quantidades, a necessidade nutricional microbiana passa a ser mais acirrada, e isso dificulta o crescimento, em tempo e espaço, de algumas espécies que necessitam de nutrientes mais específicos.

Através dos desvios padrões e o teste de Tukey (Figura 18), pode-se concluir que não houve diferença significativa entre as parcelas das fitofisionomias CAM, CEC, ESB e MDB e, portanto, as queimadas causaram um déficit no número de esporos nas áreas, porém esta diferença não afetou as comunidades de FMA significativamente. O decréscimo da esporulação está associado ao início da estação de seca, quando o crescimento radicular diminui ou inexiste (Cury, 2006). O efeito de épocas de amostragem pode também ser atribuído, principalmente, às diferenças na intensidade de cobertura vegetal, distribuição do sistema radicular (Alvarenga et al., 1999) e o acesso do fogo sobre a vegetação atingida.

Resultado estatisticamente diferente foi observado entre as parcelas de CAP. O valor significativo de número de esporos em CAP sem fogo deveu-se ao incremento da umidade do solo na área de coleta, tendo em vista que parte deste local era próximo a uma área alagada permanente, e

isto garantiu o equilíbrio térmico e de umidade do solo, afetando positivamente esta população.

O mesmo não aconteceu para CAP com fogo, pois a área queimada não havia proximidade com o alagado, obtendo-se assim valor médio de esporos bastante menor que a área sem fogo. A queimada, conotada como uma fonte de poluição do solo (Atlas, 1984), conduziu a um decréscimo em termos de abundância de espécies, devido à extinção de espécies não adaptadas ao estresse imposto, mas também pode ter ocasionado o enriquecimento de espécies particulares mais adaptadas ao estresse.

Observando a Tabela 4, notou-se que não há correlações significativas dos atributos químicos das áreas sob fogo com os FMA, (exceto boro - B), enquanto que houve uma pequena participação de alguns atributos na área sem fogo, dentre eles o Mg, Al^{3+}Sat, Mn, C, N, S. Bases e CTC, que influenciaram negativamente esta população, e MO que contribuiu positivamente para o aumento de esporos. Pode-se inferir que existe uma participação mais efetiva da interação simbiótica entre a vegetação e esta microbiota do que a interferência do conjunto de nutrientes sobre esta interação. Os FMA, na maioria das vezes, mostram-se benéficas às plantas, porém os efeitos da micorrização são resultados da interação fungo-planta (Varma e Hoch, 1995), e que isto pode ser alterado por fatores que modifiquem um ou mais desses componentes.

O número de propágulos de FMA autóctones está relacionado com a vegetação, sendo que baixa densidade destes propágulos seria insuficiente para promover o melhor crescimento das plantas (Sieverding, 1991). Além destas diferenças, a queimada poderia contribuir ainda mais negativamente para que estas diferenças fossem maiores, principalmente de áreas cuja vegetação seja secundária ocasionada por quaisquer outros impactos. O fogo, portanto, tornou-se um fator de estresse que afetou diretamente esta ação simbionte, mas contribuiu indiretamente para as características químicas, sem efeitos marcantes sobre a população de FMA.

Vários estudos demonstram que a concentração de esporos é maior na camada superficial devido a maior atividade biológica na mesma (Kormanik e Graw, 1982; Habte, 1989; Jasper et al., 1991; Alvarenga et al.,

1999). Neste trabalho, observou-se que, nas coletas de amostras em rizosfera de 0,10m, a variação de esporos foi de 2 a 20 esporos/50mL de solo em parcelas queimadas, e nas parcelas sem fogo esta variação foi de 1 a 51 esporos/50mL de solo. A perda de superfície do solo acima de 7,5 cm ocasionada pelo fogo promoveu a diminuição no número de propágulos ativos de fungos micorrízicos arbusculares, reduzindo conseqüentemente, a taxa de colonização radicular (Habte, 1989).

A maior densidade de esporos foi observada na camada de 0 a 20 cm de profundidade (Alvarenga et al.,1999), porém os resultados deste trabalho são diminutos quando comparados aos de Maia e Trufem (1990) em solo de milho em Pernambuco (de 26 a 351 esporos/50mL de solo) Siqueira et al. (1999), em área de plantio em Minas Gerais (de 4 a 195 esporos/50mL de solo) e de Pereira da Silva (2004) em agrossistemas de soja nas regiões Centro Oeste, Médio Norte, Sul e Leste de Mato Grosso (de 10 a 775 esporos/50mL de solo em plantio convencional e de 16 a 817 esporos/50mL de solo em plantio direto).

Pode-se inferir novamente que para esta comunidade, o fogo pode ser um fator impactante que, ao correlacionar-se a outros fatores, ocasionaria a diminuição do número de esporos na rizosfera do solo, todavia, existe-se ainda muita dificuldade em se discutir as diferenças no número de esporos de FMA devido a esta diversidade de ambientes em função do solo, hospedeiro, estágio de desenvolvimento da planta, bem como pelas metodologias empregadas e espécies fúngicas encontradas em diferentes capacidades de esporulação (Sieverding, 1991).

A vegetação ESB, por apresentar-se predominantemente de porte herbáceo-arbustivo, torna-se, portanto mais suscetível ao espalhamento do fogo sobre a vegetação, mas não no solo, volatilizando rapidamente os nutrientes ou facilitando a dispersão pelos agentes físicos do ambiente. Esta conseqüência disponibiliza um pouco a mais de teores nutritivos (Figura 7 – déficit em 85% dos fatores estudados) para a microbiota edáfica no solo, impossilitando a recuperação desta população e diminuindo a eficiência de suas funções no local.

Para as fitofisionomias CAM e MDB, onde a vegetação apresenta maio porte, a associação de FMA com as raízes pode ser mais eficiente em diferentes condições ecológicas (Smith et al., 1988). Os fungos micorrízicos em CAM parecem adaptar-se a determinadas propriedades do solo que ao se modificarem negativamente, como é o caso, a simbiose pode tornar-se ineficiente. O mesmo não ocorre para MDB onde os teores dos atributos químicos sofreram um pequeno aumento, e por esta vegetação apresentar mais resistência ao fogo, os FMA foram beneficiados pelo incremento destes nutrientes (Figura 7) e, conseqüentemente, obteve-se o aumento de sua população.

O aumento dos teores de Zn, B, H, S, CTC, Mg e K (Figura 7) em CEC sob fogo, possibilitaram no aumento discreto número de esporos de FMA. A presença dos FMA em áreas degradadas pode estar relacionada com a cobertura vegetal, ou seja, pode depender das plantas presentes no local (Allen et al., 1998). Pelo fato do solo do cerrado (CEC) apresentar baixa disponibilidade de nutrientes, e que grande parte de sua fitofisionomia está ciclicamente sujeita às modificações tanto climáticas e queimadas sazonais, a resiliência sob esta vegetação e seu solo parece ser uma característica constante.

Hipoteticamente, a resiliência pode estar relacionada diretamente com a diversidade microbiana do solo se consideramos que a diminuição de diversidade pode resultar da redundância de funções bioquímicas e conseqüente redução da diversidade metabólica. Sabe-se que nos estádios iniciais do estabelecimento da colonização micorrízica, geralmente ocorre uma inibição do crescimento da planta (Smith e Read, 1997), o que também pode ser relacionado com o estresse inicial, causado pela colonização do FMA na raiz hospedeira, e com o consumo de carbono fotossintetizado pela planta antes que essa venha a usufruir os benefícios da associação micorrízica (Ramos et al., 2005).

Este ciclo influencia os habitats, os quais sofrem estresses periódicos do ambiente permitindo o recebimento de “invasores” de modo facilitado (Hanski et al., 1993). Esporos e/ou outros propágulos de FMA de uma região podem ser levados pela correnteza dos rios e/ou fluxo de inundação e se

instalar em outras. Outros agentes dispersores (vento, aves, roedores, etc.) podem também ter colaborado para a disseminação destes fungos, contribuindo, assim, para o aumento da diversidade de espécies nestas áreas.

Não houve grandes variações na abundância de esporos de FMA nas áreas CAM, CEC ESB e MDB quando comparadas às condições de queima ou não. A redução da diversidade microbiana no solo pode ser um importante indicador da perda de resiliência e, por conseqüência, da qualidade do solo (Lavelle, 2000), porém a abundância de microrganismos parece não ser tão importante quanto à manutenção da diversidade, isso porque a abundância reflete de forma mais imediata a flutuação microbiana de curto prazo e a diversidade revela o equilíbrio entre os diversos organismos e os domínios funcionais no solo. Esta variedade de esporos (número, tamanho, cor e forma) pode ser observada nas Figuras 19 a 24.

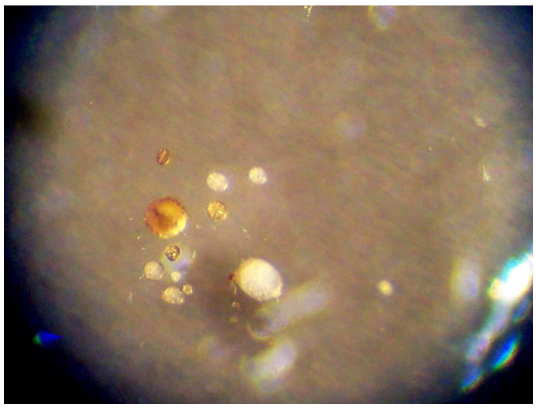

FIGURA 19 – Esporos de FMA em CAM com fogo (Foto: Moura, 2006).

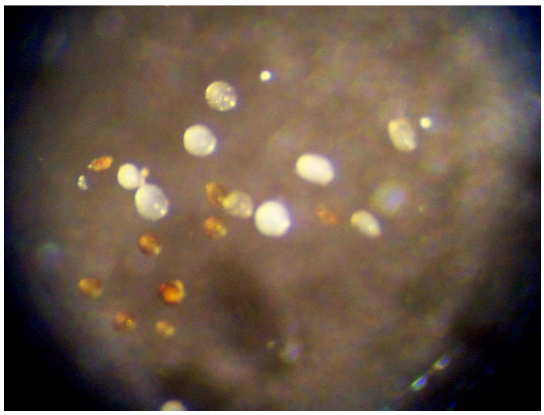

FIGURA 20 – Esporos de FMA em CAM sem fogo (Foto: Moura, 2006).

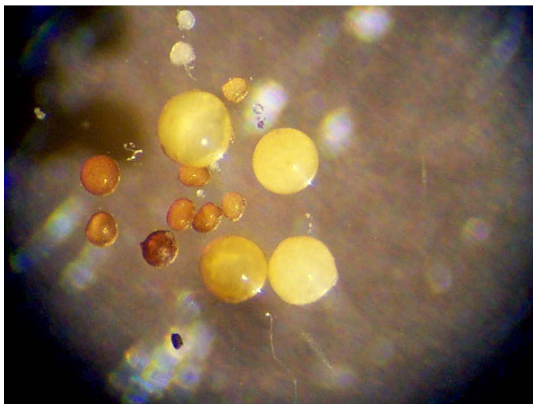

FIGURA 21 – Esporos de FMA em CAP com fogo (Foto: Moura, 2006).

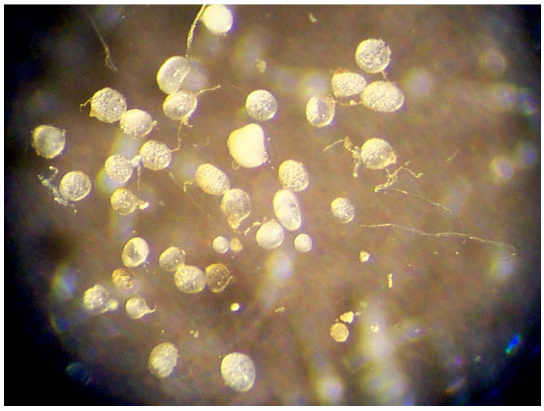

FIGURA 22 – Esporos de FMA em CAP sem fogo (Foto: Moura, 2006).

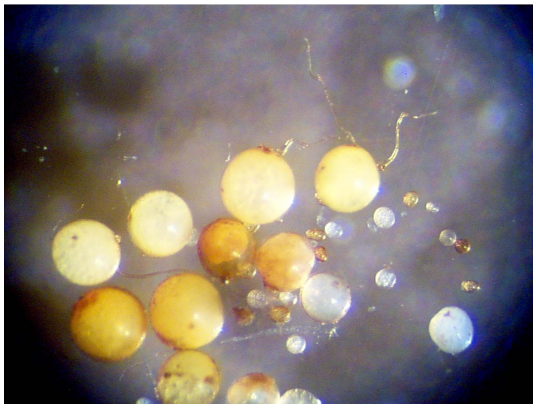

FIGURA 23 – Esporos de FMA em CEC com fogo (Foto: Moura, 2006).

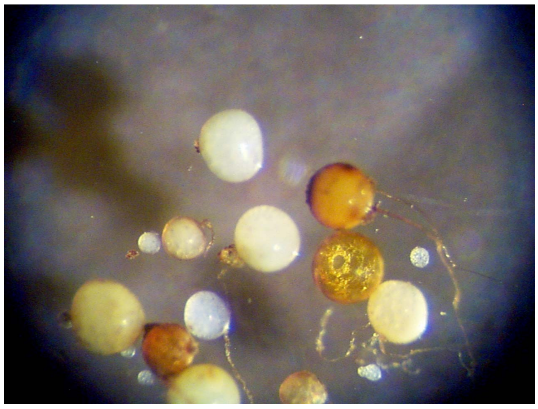

FIGURA 24 – Esporos de FMA em CEC sem fogo (Foto: Moura, 2006).

Os esporos são bastante tolerantes aos estresses ambientais e podem desaparecer menos rapidamente que outros grupos microbianos, mas o seu crescimento num local impactado é também bastante demorado (De Souza e Silva, 1996). Assim, algumas espécies, devido ao tempo curto de coleta após o impacto de fogo, podem ter sido excluídas no processo de competição, porém valores mínimos de esporos não indicam, necessariamente, ausência de colonização radical e, conseqüentemente, não participação na associação simbiótica.

Estes processos podem colaborar com o aumento da comunidade de FMA nas áreas CEC e MDB, principalmente sob queima, onde tal distúrbio ocorrido no local poderia ter favorecido o aumento de esporulação destes fungos localizados nas porções mais profundas do solo, sendo assim protegidos do ataque de parasitas e predadores que povoam as regiões mais superficiais do solo, onde a deposição de matéria orgânica é maior, como é o caso de CAP e MDB (Figura 7.H).

Como se trata de duas áreas (CEC e MDB) mais densamente povoadas floristicamente e mais resistentes por manterem suas características pioneiras, é possível obter maior número de esporos de FMA, (Zangaro Filho, 1997; Carrenho et al., 1997; Siqueira et al., 1998) os quais estão relacionados com o aumento da biomassa radical, fornecendo maiores possibilidades de infecção, colonização radical e expansão micelial no solo rizosférico

O aumento do número de propágulos de FMA em áreas colonizadas basicamente por vegetação herbácea esparsa (CAP e ESB) foi muito menor que aquele detectado em áreas ocupadas principalmente por espécies arbóreas, densamente agrupadas ou não (Brundrett et al.,1996). Com baixa colonização intraradical, as raízes passam a ter menor importância como fonte de inóculo, o que aumenta a importância dos esporos, principalmente daqueles mais resistentes e, conseqüentemente, persistentes. Este perfil confirma os dados apresentados nesta pesquisa, onde somente o CEC e MDB constituem-se de fato de uma vegetação original sem modificações profundas em seu perfil fitofisionômico.

Maiores abundâncias aparentemente mediada pela planta hospedeira pode ser resultante do estabelecimento de associações preferenciais entre os participantes micorrízicos. Isto pode depender de características morfológicas e fisiológicas da planta, assim como da compatibilidade genética entre planta e fungo (Smith, 1995) que junto com os fatores ambientais, podem definir a especificidade entre os simbiontes (McGonigle e Fitter, 1990) e acarretar grandes flutuações na estrutura e composição na comunidade vegetal (Van der Heijden et al., 1998)

Ocorreu a redução do teor de fósforo (P – Figura 7.L) nas fitofisionomias CAM, CEC, ESB e MDB, e o decréscimo de concentração de fósforo no solo e no material vegetal está correlacionado ao aumento da riqueza de FMA bem como ao aumento no comprimento de hifas micorrízicas no solo (Van der Heijden et al., 1998; Pereira da Silva, 2004). Assim, a maior abundância de esporos de FMA em CEC e MDB resultou em maior eficiência de exploração de fósforo no solo e um melhor uso de recursos disponíveis no sistema, enquanto que o aumento do teor deste nutriente desfavoreceu o aumento de esporos de FMA em CAP.

A estabilidade da vegetação MDB possibilitou no aumento dos teores de 70% das características químicas estudadas (Mg, H, Al, Al^{3+}Sat, Zn, Cu, Fe, Mn, B, N, C, MO, CTC e S – Figura 7), e o incremento desta população poderia ampliar a riqueza de espécies de FMA, aumentando a chance de se obter isolados mais eficientes capazes de manter a sustentabilidade do sistema mediante aos diversos fatores impactantes, contribuindo

positivamente na estruturação da vegetação de cada área. Esta biomassa microbiana pode ainda fornecer um índice das condições de fertilidade do solo, por representar um importante reservatório lábil de nutrientes do solo, desempenhando um papel ativo na prevenção de perdas de nutrientes (Moraes et al., 2006).

Há diversas maneiras em que as comunidades de FMA podem afetar as mudanças da comunidade microbiana, conduzindo à alteração da distribuição e da ciclagem do agregado do solo. Os FMA podem influenciar diretamente as comunidades bacterianas através da deposição dos produtos do micélio que servem como substratos para o crescimento bacteriano, e a produção de exsudatos (Rillig e Mummey, 2006) que influenciam a abundância e atividades de espécies fúngicas e bacterianas específicas. Estes metabólitos podem inibir a germinação dos esporos ou o crescimento das outras estruturas fúngicas com potencial infectivo, impedindo o estabelecimento de duas espécies em suas rizosferas (Carrenho et al., 2001).

4.3. Análise Fatorial

Procedendo com a análise fatorial, as distinções entres os fatores é maior e a composição dos fatores é mais bem revelada, distribuindo as amostras das parcelas das fitofisionomias sob condições de fogo ou não, com base nas características químicas. Observa-se que houve uma tendência das amostras das parcelas MDB, CEC e CAP manterem agrupadas ou próximas entre si (Figura 25), comprovando que embora a ação do fogo tenha alterado os teores dos atributos químicos como também a população microbiana local, pouco foi a interferência desta intempérie sobre a vegetação.

A explicação se deve ao fato de que estas vegetações são predominantemente primárias (CEC e MDB) com pequenas modificações para secundárias (CAP), e esta característica permitiu que equilíbrio físico, químico e microbiológico fosse mantido, ou que não houvesse grande desestabilidade acarretado pelo processo de queima. Em CAP com fogo,

observou-se uma distribuição amostral mais esparsa mesclando com amostras das fitofisionomias diferentes (CAM SF). Notou-se para esta situação que, embora seja diminuta a variação, as características químicas sofreram redução de seus teores em sua maioria quando queimada, e esta queda propiciaram diferenças significativas no número de esporos micorrízicos na vegetação sob fogo.

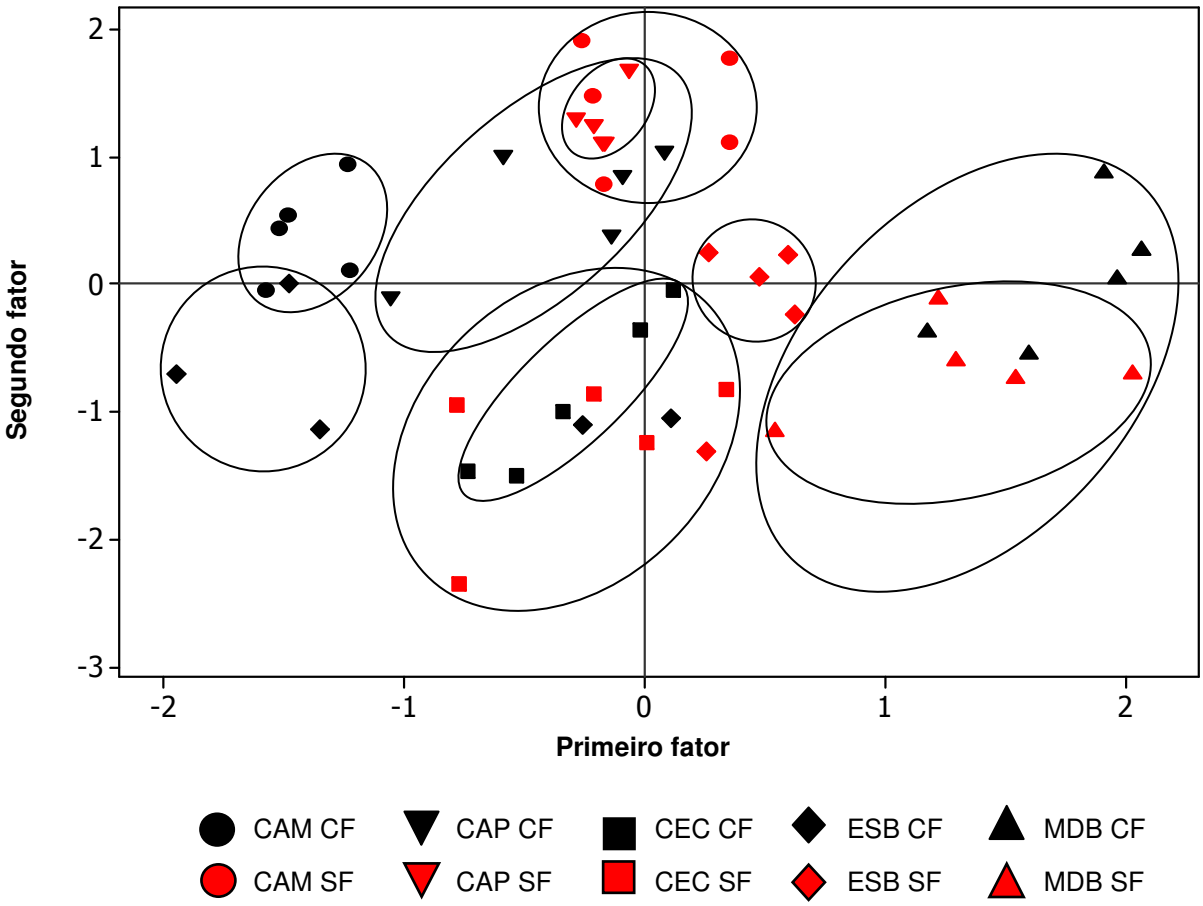

FIGURA 25 – Gráfico de dispersão dos dados amostrais das parcelas por fitofisionomias, segundo os primeiro e segundo fatores da Análise Fatorial.

Para CAM e ESB, observou-se algo esperado, já que as diferenças significativas das características químicas predominaram sobre estas fitofisionomias (Figura 25). Os grupamentos amostrais localizaram afastados, e isto comprova que o processo de queima causou modificações drásticas sobre os teores de nutrientes contidos no solo bem como a alteração significativas sobre a população bacteriana em ESB. A distribuição

das parcelas destas fitofisionomias demonstra que a ação direta do fogo seria capaz de mudar parcial ou totalmente a paisagem florística desta vegetação, já que as mesmas, sendo vegetações predominantemente secundárias, estariam expostas a sucessões ecológicas, agravando seriamente, a curto ou logo prazo, a integridade da composição microbiológica do solo.

Enfim, conclui-se que as composições química e microbiológica das fitofisionomias CAM e ESB são mais suscetíveis à variação causada pelo fogo, enquanto que a CAP, CEC e MDB mantém-se mais estáveis na presença do fogo ou não.

5. CONCLUSÕES

- O impacto do fogo é significativo sobre a população bacteriana na fitofisionomia espinheira baixa (ESB) e sobre a população de FMA na vegetação campo aberto (CAP);
- A ação do fogo não interferiu sobre a população fúngica total nas fitofisionomias estudadas;
- A ação do fogo é mais intensa sobre a vegetação CAM e ESB, ambas consideradas vegetações secundárias;
- A ação do fogo contribuiu para o aumento da população microbiana e na variação dos atributos químicos sobre as fitofisionomias campo aberto (CAP), cerrado (CEC) e mata decídua com bambu (MDB).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADÁMOLI, J. O. Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito “Complexo do Pantanal”. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 32, 1982, Teresina, **Anais...** Teresina: Sociedade Brasileira de Botânica, 1982. v.32, p.109-119.

ADÁMOLI, J. Fitogeografia do Pantanal. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 1, 1984, Corumbá, **Anais...** Corumbá: EMBRAPA/CPAP, 1986. p.90-106.

AELION, C.M.; BRADLEY, P.M. Aerobic biodegradation potencial of subsurface microorganisms from a jet fuel-contaminated aquifer. **Applied and Environmental Microbiology,** v.57, p.57-63, 1991.

ALLEM, A. C.; VALLS, J. F. M. **Recursos forrageiros nativos do Pantanal.** Brasília: EMBRAPA–CENARGEN (Documentos, 8). 1987. 339p.

ALVARENGA, S. M.; BRASIL, A. E.; PINHEIRO, R. Estudo Geomórfico Aplicado à Bacia do Alto Paraguai e Pantanais Matogrossenses. Bol. Téc. Série Geomórfica. **Projeto RADAMBRASIL**. Salvador. 1. 1984, p.89-183.

ALVARENGA, M. I. N.; SIQUEIRA, J. O.; DAVIDE, A. C. Teor de carbono , biomassa microbiana, agrega;’ao e micorriza em solos de cerrado com diferentes usos. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v.23, n.3, p.617-625, Jul./Set. 1999.

ALVIM, P. T. Caracterização, potencialidade e risco de utilização do ecossistema amazônico. In: FÓRUM DA AGRICULTURA, 1993, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Nacional de Agricultura, 1993. p.73-80.

AMANN, R.I.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K.H. Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation. **Microbiological Reviews**. v.59, n.1, p.143-169, Mar 1995.

ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y. E. Detecção de cicatrizes de áreas queimadas baseada no modelo linear de mistura espectral e imagens índice de vegetação utilizando dados multitemporais do sensor MODIS/TERRA no estado do Mato Grosso, Amazônia brasileira. In **Acta Amaz**., Oct./Dec. 2005, vol.35, no.4, p.445-456.

ANDRADE, G.; NOGUEIRA, M. A. Bioindicadores para uma análise de risco ambiental – Organismos geneticamente modificados e grupos funcionais de microrganismos do solo. In: **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento.** n.34 - janeiro/junho 2005 – p. 11-18.

ARAUJO, R. A., ARAUJO, M. S., GONRING, A. H. R. et al. Impact of controlled sugarcane straw burning on local insect community. **Neotrop. Entomol.** v.34, n.4, p.649-658, Jul/Ago 2005.

ASBJORNSEN, H.; VELZASQUEZ-ROSAS, N.; GARCIA-SORIANO, R.; GALLARDO- HERNANDEZ, C. Deep ground fires cause massive above- and below-ground biomass losses in tropical montane cloud forests in Oaxaca, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**. v.21. n.4, p.427–434, 2005.

AZEVEDO, L. G. **A área dos Cerrados e seu dimensionamento**. Planaltina: Embrapa/CPAC. fig. 6, quadro 1. 1981.

AZEVEDO, L. G. Vegetação do Cerrado. In: Azevedo, L. G. et al. **Conhecimento científico para gestão ambiental — Amazônia, cerrado e pantanal**. Brasília : Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1995. Tomo II, p.499-549.

BARROS, L. F. R.; PAULA, A. C. 2005. **Pantanal**. Walter Morales PAGES. 1998. Disponível em:<http://psg.com/~walter/pantanal.html>. Acesso em: 20 dez 05.

BORGES, C.A.; WERLE, H.J.S.; ROSA, D.B.; PAIVA, D.J. DE ; MORAES, E.P. DE ; SILVA, L. B. S. M. Geomorfologia. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hidrícos e da Amazônia Legal. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP,** v.II, t.III. Diagnóstico dos meios físico e biótico. Brasília: MMA/PNMA, 1997. p.73-119.

BOX, G. E. P.; DRAPER, W. G.; HUNTER, J. S. **Statistics of Experiments: An Introduction to Design, Data Analysis, and Model Building.** John Wiley & Sons Inc. New York. 1978.

BRASIL, M. S.; BALDANI, J. I.; BALDANI, V. L. D. Ocorrência e diversidade de bactérias diazotróficas associadas a gramíneas forrageiras do pantanal Sul Matogrossense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 29, n. 2, p. 179-190, 2005.

BUCHER, E. H.; BONETTO, A.; BOYLE, T.; CANEVARI, P.; CASTRO, G.; HUSZAR, P.; STONE, P. **Hidrovia: Uma Análise ambiental da via fluvial Paraguai-Paraná**. São Paulo: NUPAUB-USP, 1994, 73p.

CADAVID GARCÍA, E. A. **Estimativas de custos de produção da pecuária de corte do Pantanal Mato-grossense**. Corumbá, MS: Embrapa-UEPAE de Corumbá, 1981. 75p. (Embrapa-UEPAE de Corumbá. Circular técnica, 3).

CALHEIROS, D. F.; FONSECA JÚNIOR, W. C. **Perspectivas de estudos ecológicos sobre o Pantanal**. EMBRAPA – CPAP, Corumbá-MS. 1996. 41p.

CANHOS, V. P. **Microrganismos e biodiversidade de solos**. Estratégia Nacional de Diversidade Biológica - Grupo de Trabalho Temático. UNICAMP, Campinas – SP, 1998, 31p.

CANHOS, V. P.; MANFIO, G. P. **Recursos Microbiológicos para Biotecnologia.** Disponível em: <http://www.anbio.org.br/pdf/2/mct_recursos_biologicos.pdf >. Acesso em 20 mai. 2006. 26p.

CARDOSO, E. L.; CRISPIM, S. M. A.; RODRIGUES, C. A. G. et al. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em savana gramíneo-lenhosa no Pantanal. **Pesq. agropec. bras.** v.35, n.11, p. 2309-2316. Nov 2000.

CARDOSO, E. L.; CRISPIM, S. M. A.; RODRIGUES, C. A. G.; BARIONI JÚNIOR, W. Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 747-752, Jun 2003.

CARNEIRO, R. G. **Dinâmica de parâmetros biológicos associados ao ciclo do fósforo em solo de cerrado sob diferentes sistemas de manejo.** 1999. 86f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Indicadores Biológicos de Qualidade do Solo) - Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 1999.

CARNEIRO, R. G.; MENDES, I. C.; LOVATO, P. E.; CARVALHO, A. M. **Dinâmica de variáveis biológicas associadas ao ciclo do fósforo em solo de cerrado sob diferentes sistemas de manejo**. Planaltina EMBRAPA Cerrados, Planaltina – Brasil. 2000. 5p. (Pesquisa em Andamento, 36)

CEZARINE, E. A. Fatores determinando a diversidade de espécies arbóreas em mesoescala, no Parque SESC Baía das Pedras, Pantanal de Poconé, Mato Grosso – Brasil. In: Callil, C. T.; Penha, J. M. F. **Curso de Ecologia de Campo 2004**. Universidade Federal de Mato Grosso: Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, 2004, p.7-32.

CHAPIN, F.S. The mineral nutrition of wild plants. **Rev. Ecol. Sys.** v.11, p.233-260, 1980.

CHUVIECO, E.; MARTÍN, M. P. Global Fire Mapping and Fire Danger Estimation Using AVHRR Images, **Photogrametric Engineering & Remote Sensing**. v.60, n.5, p.563-570, 1994.

COALIZÃO RIOS VIVOS, 2006. **Pantanal: maior planície alagável do mundo.** 2004© Coalizão Rios Vivos. Disponível em <http://www.riosvivos.org.br/canal.php?canal=260>. Acesso em: 07 abr. 2006.

COMASTRI FILHO, J. A.; POTT, A. Introdução e avaliação de forrageiras em cordilheira e campo cerrado na parte leste da sub-região de Paiaguás, Pantanal Mato-Grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30, p.1117-1118, 1995.

CONSERVATION INTERNATIONAL BRASIL, 2005. **Grandes regiões naturais - As Últimas Áreas Silvestres da Terra**. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Campo Grande, MS – p. 25.

COOK, A. G.; JANETOS, A. C.; Hinds, W. T. Global effects of tropical deforestation: Towards an integrated perspective. **Environmental Conservation**, v.17, n.3, p.210-212, 1990.

COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.) **Fire in the Tropical Biota**. Springer-Verlag, Berlin,1990. p.82-105.

COUTINHO, M.; CAMPOS, Z.; MOURÃO, G.; MAURO, R. Aspectos ecológicos dos vertebrados terrestres e semi-aquáticos no Pantanal. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal): Diagnóstico dos meios físicos e bióticos**. 1997, v.2, t. 3, cap. 2, p.183-322.

COUTO, E. G.; CHIG, L.A; NUNES DA CHUNA, C.; LOUREIRO, M.F. Estudo sobre o impacto do fogo na disponibilidade de nutrientes, no banco de sementes e na biota de solos da RPPN SESC Pantanal. In: **Conhecendo o Pantanal 2.** Rio de Janeiro: SESC, departamento Nacional, 2006, p.14-17.

COUTO, J. A. Predominância de formas de vida de plantas em função do gradiente ambiental no Pantanal de poconé, Mato Grosso (Brasil). In: Callil, C. T.; Penha, J. M. F. **Curso de Ecologia de Campo 2004**. Universidade Federal de Mato Grosso: Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, 2004,p.33-47.

CURY, J. C. **Atividade microbiana e diversidades meteabólica e genética em solo de mangue contaminado com petróleo.** 84f.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba – SP, 2002.

DA SILVA, C. J. A Planície de Inundação de Bacia do Alto Rio Paraguai – O Pantanal de Mato Grosso. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4, 1998, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: ACIESP, 1998. p.258-272.

DA SILVA, C. J. **Influencia da variação do nível d' água sobre a estrutura e funcionamento de uma área alagável do Pantanal Mato-Grossense (Pantanal de Barão de Melgaço, Município de Santo Antônio de Leverger e Barão de Melgaço –MT).** 1990, 224f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos. São Paulo. 1990.

DA SILVA, M. P.; MAURO, R.; MOURÃO, G.; COUTINHO, M. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. **Rev. Bras. Bot.**, São Paulo, V.23, n.2, p.143-152, Jun 2000.

DAVIDSON, E.; NEPSTAD, D.; KLINK, C. A.; TRUMBORE, S. Pasture soils as carbon sink. **Nature**. v.376, n.6540, p.472-473,1995.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: método de fumigação-extração**. Seropédica: Embrapa-CNPAB, 1997. 10 p. (Embrapa- CNPAB. Documentos, 37).

ECKSTROM, C. A wilderness of water - The Pantanal. In: **Audubon - the Magazine of the National Audubon Society.** Mar/Abr 1996.

EITTEN, G. Brazilian "Savannas". In: Huntley, B. J.; Walker, B. H. (Eds). **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin: Vol. Springer Verlag, 1982. p. 25-47.

ELIAS NETO, N. **Estudo da reprodução vegetativa, aspectos fenológicos e marcadores moleculares para a leguminosa *Discolobium* BENTH, nativa do Pantanal mato-grossense**. 2004. 93f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá – MT, 2004.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro - RJ, 1979. 247p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal - CPAP. **Ecologia de áreas alagáveis (atualização e discussão)**. Corumbá: EMBRAPA/CPAP, 1991.17p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Principais focos e fontes de queimadas no Brasil e suas causas**, Brasília – DF,

2000. Disponível em: <http://www.cnpm.embrapa.br/projetos/qmd/qmd_ 2000/focos.htm>. Acesso em: 18 Out 2006.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal - CPAP. **Queimadas no Pantanal**. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/fogo/fogo_novo.htm>. Acesso em: 01 fev. 2007.

ESPINOSA, M. M. 2001. **Desenvolvimento de um modelo estatístico para explicação no estudo de fadiga de emendas dentadas de madeira.** 160f. Tese (Doutorado) – Instituto de Física de São Carlos e Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos – SP. 2001.

ESPINOSA, M. M. **Estatística básica aplicada à agronomia**. Apostila elaborada para curso de pós-graduação em Agricultura Tropical – UFMT. Cuiabá – MT - Brasil. Março, 2007. p. 74.

FERNANDES, F. A.; CERRI, C. C.; FERNANDES, A. H. B. M. Alterações na matéria orgânica de um podzol hidromórfico pelo uso com pastagens cultivadas no Pantanal Mato-grossense. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.34, n.10, p.1943-1951, Out 1999.

FERRAZ, L. **Liberação de nutrientes em um campo inundável no Pantanal de Mato Grosso : o papel da inundação**.2003. 45f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Instituto de Biociências – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá – MT, 2003.

FRANCO, M. S. M.; PINHEIRO, R. Geomorfologia. In: BRASIL. Ministério das Minas e Energias. **Projeto RADAMBRASIL**: folha SE 21 Corumbá e parte da folha SE-20, Rio de Janeiro, 1982. (Levantamento de Recursos Naturais, 20).

FREIRE, S.; CARRÃO, H.; CAETANO, M. R. **Produção de Cartografia de Risco de Incêndio Florestal com Recurso a Imagens de Satélite e Dados Auxiliares.** Instituto Geográfico Português (IGP). Lisboa, Portugal. 2002. p. 15p.

GARCIA-OLIVA, F.; SANFORD JR. R.L.; KELLY, E. Effect of burning of tropical deciduous forest soil in México on the microbial degradation of organic matter. **Plant and Soil***,* v.206, n.1, p.29-36. Nov 1998.

GEDERMANN, J. W.; NICOLSON, T. H. Spores of mycorrhizal endogone species extracted from soil by wet sieving and decating. **Transactions of the British Mycological Society**, London, v.46, p.235-244, 1963.

GEHRING, C. A.; WOLF, J. E.; THEIMER, T. C. Terrestrial vertebrates promote arbuscular mycorrhizal fungal diversity and inoculums potential in a rain forest soil. **Ecology Letters**, v.5, n.4, p.540–548. Jan 2002.

GIACHINI, A. J. G.; OLIVEIRA, V. L. Ectomycorrhizal fungi in *Eucalyptus* and *Pinus* plantations in Santa Catarina (Southern Brazil). In: First International Conference on Mycorrhizas. **Resumos…** Berkeley - USA. p.52. 1996.

GOTTGENS, J. F.; FORTNEY, R. H.; MEYER, J.; PERRY, J.E.; ROOD, B.E. The case of the Paraguay-Paraná waterway ("Hidrovia") and its impact on the Pantanal of Brazil: a summary report to the society of wetlands scientists. **Wetlands Bulletin**, p. 12-18. 1998.

GRAYSTON, S. J.; CAMPBELL, C. D. Functional biodiversity of microbial communities in the rhizosphere of hybrid *larch (Larix eurolepsis*) and Sitka spruce (*Picea sitchensis*). **Tree Physiology**, Victoria, v. 16, p. 1031-1038, 1996.

GRIGOLETTI JÚNIOR, A.; SANTOS, A. F.; AUER, C. G. Perspectivas do uso do controle biológico contra doenças florestais. In: **Floresta** , v. 30 (1/2). Edição especial, p. 155-165, 2000.

GROSS, E.; CORDEIRO, L.; CAETANO, F. H. Nodulação e micorrização em *Anadenanthera peregrina* Var. *falcata* em solo de Cerrado autoclavado e não autoclavado. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, n.28, p. 95-101, 2004.

GRUNDMANN, G. L.; DECHESNE, D.; BARTOLI, F.; FLANDROIS, J. P.; CHASSÉ, J. L.; KIZUNGU, R. Spatial Modeling of Nitrifier Microhabitats in Soil. In: **Soil Science Society of America Journal**.v.65, p.1709-1716, Nov/dez 2001.

HASENACK, H.; CORDEIRO, J. L. P.; HOFMANN, G. S. **O clima da RPPN SESC Pantanal**. 2003. 31f. Relatório técnico. Instituto de Biociências Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS.2003.

HATTORI, T. Soil aggregates as microhabitats of microorganisms. **Rep. Inst. Agric. Res**., Tohoku Univ., n.37, p.23-36, 1988.

HAWKSWORTH, D. L. The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation. **Mycological Research,** v.95, p.641-655, 1991.

HOFFMANN, W. A. **The role of fire in the population dynamics of woody plants of the Brazilian Cerrado**. 1996. Tese (Doutorado), Universidade de Harvard, Cambridge – Londres.

HOFFMANN, W.; JACKSON, R. Vegetation climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to grassland. **Jour. Clim**. v.13, p.1593-1602, 2000.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.

JACQUES, A. V. A. A queima das pastagens naturais: efeitos sobre o solo e a vegetação. **Cienc**. **Rural**, v.33, n.1, p.177-181. Jan/Fev 2003.

JOHNSON, C. N. Can Fertilization of Soil Select Less Mutualistic Mycorrhizae? **Ecological Applications**, v. 3, n. 4, p.749-757. Nov. 1993.
JESUS, E. C.; MOREIRA, F. M. S., FLORENTINO, L. A.; RODRIGUES, M. I. D.; OLIVEIRA, M. S. Diversidade de bactérias que nodulam siratro em três sistemas de uso da terra da Amazônia Ocidental. **Pesq. Agropec. Bras.,** Brasília, v.40, n.8, p.769-776, Ago 2005.

JUNK, W. J. A Várzea do rio Solimões-Amazonas: Conceito para aproveitamento sustentável e seus recursos. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, 4, v.5: Conferências e Mesas Redondas, 1998, Águas de Lindoia. **Anais...** Águas de Lindoia: ACIESP, 1998. p.1-24.

JUNK, W. J. Wetland of Tropical South America. In: WHIGHAM, I. D. F. et al.(Ed.). **Wetlands of the World.** Kluwer Academic Publishers: Netherlands. 1993. p.679-739.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The Flood pulse concept in river – floodplain systems. In: DODGE, D. P. **Proceedings International Large river Symposium (LARS)**. Sepc. Publ. Can Fih. Aquat. Sci.**:** 1989. p. 110-127.

JUNK, W. J.; DA SILVA, C. J. O conceito de Pulso de Inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal: Manejo e Conservação, 2., Corumbá. **Anais...** Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 1996. p. 17-28.

JUNK, W.J.; DA SILVA, C.J. Neotropical floodplains: A comparison between the Pantanal of Mato Grosso and large Amazonian river floodplains. In: TUNDISI, J. G.; BUCUDU, C. E.; TUNDISI, T. M. (Eds.). Limnology in Brasil. Rio de Janeiro, **Brazilian Academy of Sciences Brazilian Limnological Society**,1995. p.195-217.

KAUFFMAN, B. J.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal Ecology**. v.82, p.519- 531. 1994.

KLINK, C. A. Biodiversidade e serviços ambientais: o papel do Cerrado no seqüestro de carbono atmosférico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIAS DO SOLO, 27, 1999, Brasília, **Anais (CD-ROM)...** Brasília: DF, 1999, 4p.

KLINK, C. A.; MACEDO, R. H.; MUELLER, C. C. De grão em grão, o Cerrado perde espaço. In: MARTINS, E. S.; ALHO, C. J. R. (Eds.). **Cerrado: Impactos do processo de ocupação** - Documento para Discussão. Brasília: WWF & PRO-CER, 1995. 66p.

KLINK, C. A.; MIRANDA, H.; GONZALES, I.; VICENTINI, K. O Bioma Cerrado – Site 3. In: U. SEELIGER; C. CORDAZZO; F. BARBOSA. (Org.). **Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração**. 1 ed. Porto Alegre: Fundação da Universidade do Rio Grande do Sul; 2002, v. 1, p. 51-68.

KLIRONOMOS, J. N.; MCCUNE, J.; HART, M. et al. The influence of arbuscular mycorrhizae on the relationship between plant diversity and productivity. **Ecology Letters**, Blackwell Science Ltd/CNRS, n.3, p.137-141, 2000.

KUSKE, C.R.; BARNS, S.M.; BUSCH, J.D. Diverse uncultivated bacterial groups from soils of the arid southwestern United States that are present in many geographic regions. **Applied and Environmental Microbiology**. v.63, n.9, p.3614-3621, Set 1997.

LANDIS, F. C.; GARGAS, A.; GIVNISH, T. J. Relationships among arbuscular mycorrhizal fungi, vascular plants and environmental conditions in oak savannas. **New Phytologist** , v.164, n.3, p.493-504, Dez 2004.

LAURENCE, W. F. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**. v.18. no.5, p.209 - 212. 2003.

LAVELLE, P. Ecological challenges for soil science. **Soil Science**, Washington, v.165, n.1, p.73-86, 2000.

LEVINE, J. M.; D'ANTONIO, C. M. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invisibility. **Oikos**. v. 87, n. 1, p. 15-26, Out 1999.

LOREAU, M. Microbial diversity, producer-decomposer interaction and ecosystem processes: a theoretical model. **Proceedings of the Royal Society of London**, London, Série B, v. 268, p. 303-309, 2001.

LOVELOCK, J. M. **The ages of Gaia**. Oxford University Press, Oxford.1988.

LOVELOCK, C. E.; EWEL, J. J. Links between tree species, symbiotic fungal diversity and ecosystem functioning in simplified tropical ecosystems. **New Phytologist**, v.167, n.1, p.219-228, Jan 2005.

LUDWIG, W.; BAUER, S. H.; BAUER, M. et al. Detection and *in situ* identification of representatives of a widely distributed new bacterial phylum. **FEMS Microbiology Letters**, n.153 (1), p.181-190, Ago 1997.

MANFIO, G. P. **Avaliação do Estado Atual do Conhecimento Sobre a Diversidade Microbiana** – Relatório Final Revisado. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Secretaria de Biodiversidade e Florestas – SBF. Campinas – SP. Jan 2000. 128p.

MALINGREAU, J. P.; TUCKER, C. J. Large-scale deforestation in the Southeastern Amazon Basin of Brazil. **Ambio**, v.17, n.1, p.49-55, 1988.

MARGALEF, R. **Limnologia.** Ed. Omega.1983. 1010p.

MARIMON, B. S.; LIMA, E. S. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos Rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. **Acta Bot. Bras.** v.15, n.2, p.213-229, Mai/Ago 2001.

MARSCHNER, H.; DELL, B. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. **Plant & Soil**, v.159, n.1, p.89-102, 1994.

MASON, R. L.; GUNST, R. F.; HESS, J. L.; **Statistical Design and Analysis of Experiments, with Applications to Enginnering and Science.** John Wiley & Sons Inc. New York, 1989.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Rev. Bras. Ci. Solo**, v.27, p.425-433, 2003.

MEIRA FILHO, L. G.; NOBRE, C. A. Clima. In: ASBY, M. L. et al. **Conhecimento científico para gestão ambiental — Amazônia, Cerrado e Pantanal**. Brasília : Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Tomo II, 1995, p.335-410.

MENDES, I. C. Impactos de sistemas agropecuários na atividade enzimática e biomassa microbiana dos solos de Cerrado. In: Congresso Brasileiro de Soja / MERCOSOJA 2002, 2, 2002, Foz do Iguaçu. **Anais**. Londrina: Embrapa Soja, 2002. p.246-257. (Embrapa Soja. Documentos, 180)

MENDES, I. C.; CARNEIRO, R. G.; CARVALHO, A. M.; VIVALDI, L.; VARGAS, M. A. T. **Biomassa C e atividade microbiana em solos de cerrado sob plantio direto e plantio convencional.** Planaltina, EMBRAPA Cerrados, 1999. 5p.

MENDES, I. C.; VIVALDI, L. Dinâmica da biomassa e atividade microbiana em uma área sob Mata de Galeria na região do DF. In: RIBEIRO, J. F.; SILVA, J.C.S.; LAZARINI, C. E. (Eds). **Conservação e recuperação da biodiversidade das Matas de Galeria do bioma Cerrado.** Planaltina-DF: EMBRAPA Cerrados, 2001, p.665-687.

MIRANDA, H.; MIRANDA, A. C. O uso da terra e queimadas no ciclo do carbono no Cerrado. In: MOREIRA, A.G.; SCHWARTZMAN, S. (Eds.). **As mudanças climáticas e os ecossistemas brasileiros.** Brasília- DF: Ed. Foco, 2000, p. 75-81.

MONTGOMERY, D. C. **Diseno y Analises de Experimentos.** Ed. Panamericana S.A. México.1991.

MORAES, A. S.; RESENDE. E. K.; RODRIGUES, A. G. et al. Embrapa Pantanal: 25 anos de pesquisa em prol da conservação do Pantanal. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL – Os Desafios do Novo Milênio, 3, 2000, Corumbá, **Anais...** Corumbá: MS: 2000, 55p.

MORAES, S. S. **Principais deficiências minerais em bovinos de corte** . Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2001. 27p.

MORAES, L. F.; CAMPELO, E. F. C.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, M. G. Biomassa Microbiana em áreas em processo de restauração na Reserva de Poço das Antas, RJ. **Caatinga**. Mossoró:RN, Brasil: v.20, n.1, p.54-63, Jan/Mar 2007.

MOREIRA, A.G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **J. Biogeogr**. 2000 (no prelo).

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras, Editora da UFLA, 2003. 626p.

MINITAB. **MINITAB® Inc. Release 14.1 Statistical Software**, 2003.

MICROSOFT OFFICE EXCEL 2007. Parte do **Microsoft Office Enterprise 2007**. © Microsoft Corporation 2006.

MUMMEY, D. L.; HOLBEN, W.; SIX, J.; STAHL, P. Spatial stratification of soil bacterial populations in aggregates of diverse soils. **Microbial Ecology.** v.51, n.3, p.404-411, Abril 2006.

NASCIMENTO, M. T.; CUNHA, C. N. Estrutura e composição florística de um cambarazal no Pantanal de Poconé, MT. **Acta Botânica Brasileira**, v.3, n.1, 1989.

NEGRELLE, R. R. B.; ZANIOLO, S. R.; CORRÊA, L. L. et al. Levantamento das espécies potencialmente fontes de produtos vegetais não-madeiráveis da RPPN SESC Pantanal (Barão de Melgaço, MT): resultados preliminares. In: Congresso nacional de Botânica, 54, e Reunião Amazônica de Botânica 3, 2003. Belém, **Resumos...** Belém: UNAMA, 2003.

NOGUEIRA, F.; COUTO, E. G.; BERNARDI, C. J. Geostatistics as a tool to improve sampling and statistical analysis in wetlands: a case sudy on dynamics of organic matter distribution in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Braz. J. Biol.**,v.62, n.4b, p.861-870. Nov 2002.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W. J. Composição Florística de Capões e Cordilheiras: Localização das Espécies Lenhosas quanto ao Gradiente de Inundação no Pantanal de Poconé, MT-Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL: Manejo

e Conservação, 2, 1999, Corumbá, **Anais...** Corumbá: EMBRAPA Pantanal, 1999. p.387-405.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W. J. Distribution of woody plant communities along the flood gradient in the Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brazil. **Int. J. Ecol. Environ. Sci.** v.27, p.63-70, 2001.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W. J. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. **Applied Vegetation Science**. v.7, n.1, p.103-110, Fev 2004.

NUNES DA CUNHA, C.; COSTA, C. P. Dinâmica de serrapilheira em *Vochysia divergens* (POHL) no cambarazal da Fazenda Retiro Novo, Pantanal de Pocone, MT. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL – Os Desafios do Novo Milênio, 3, 2000, Corumbá, **Anais...** Corumbá: MS, 2000. 11p.

NUNES DA CUNHA, C.; OLIVERA, E. V. R. Influencia da seca na dinâmica de população de indivíduos juvenis de *Vochysia divergens* POHL. Fazenda Retiro Novo, Pantanal de Poconé, MT. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL – Os Desafios do Novo Milênio, 3, 2000, Corumbá, **Anais...** Corumbá: MS, 2000. 12p.

ODALIA-RÍMOLI, A; ARRUDA, E,; RÍMOLI, J.; BUENO, N.; COSTA, R. Biodiversidade, Biotecnologia e Conservação Genética em Desenvolvimento Local. **Revista Internacional de Desenvolvimento Local** - Interações. v. 1, n.1, p.21-30, Set 2000.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Ed. Guanabara. São Paulo- SP, 1988. 434p.

ODUM, E.P. **Ecology and our endangered life-support systems**. Sunderland, Sinauer. 1993. 310p.

OLIVEIRA, A. N.; OLIVEIRA, L. A. Colonização por fungos micorrízicos de nutrientes em cinco cultivares de bananeiras em um latossolo da Amazônia. **R. Bras. Ci. Solo,** v.29, p. 482-486, 2005.

OLIVEIRA, J. R. A. 2000. 115f. **O impacto de sistemas integrados de lavouras e pastagens na biomassa-C e na atividade biológica de um Latossolo Vermelho-Escuro de Cerrado.** Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília – DF. 2000.

OLIVEIRA, J. R. A.; MENDES, I. C.; VIVALDI, L. Carbono da biomassa microbiana em solos de cerrado sob vegetação nativa e sob cultivo: avaliação dos métodos fumigação-incubação e fumigação-extração. **R. Bras. Ci. Solo**, v.25, n.4, p.863-871, 2001.

OLIVEIRA, J. R. A.; MENDES, I. C.; VILELA, L.; VIVALDI, L.; VARGAS, M. A. T. **Carbono da biomassa microbiana e atividade biológica em solos**

sob sistemas integrados de culturas anuais e pastagens. Planaltina - DF, 1999. 3p.

OVREAS, L.; FORNEY, L.; DAAE, F.D.; TORSVIK, V. Distribuition of bacterioplankton in meromictic lake Saelenvannet, as determined by denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified gene fragments coding for 16S rRNA. **Applied and Environmental Microbiology,** v.63, p.3367-3373, 1997.

PACE, N. R. A molecular view of microbial diversity and the biosphere. **Science**. v.276, p.734-740, Mai 1997.

PADILHA, C. S. **Uniformidade de aplicação de fertilizantes com diferentes características físicas.** Centro de Ciências Agrárias: UFSC. Florianópolis – SC, 2005. p. 08, 10-13, 18-20, 24-25, 27.

PADOVANI, C. R.; CRUZ, M. L. L.; PADOVANI, S. L. A. G. Desmatamento do Pantanal Brasileiro para o ano 2000. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL – Sustentabilidade Regional, 4, 2004, Corumbá, **Anais...** Corumbá- MS. 2004.7p.

PARKINSON, D.; GRAY, T. R. G.; WILLIAMS, S. T. **Methods for studying the ecology of soil microorganisms**. Oxford: Adlard, 1971. p.116.

PENTTILAE, R; KOTIRANTA, H. Short-term effects of prescribed burning on wood-rotting fungi. **Silva Fennica**. v. 30, n. 4, p.399-419, 1996.

PEREIRA, J. C.; NEVES,M. C. P.; DROZDOWICZ, A. **Quantificações das populações de bactérias em geral, de Bactérias resistentes a antibióticos e de actinomicetos em Solos.** Seropédica: EMBRAPA-CNPAB, 1996. 21p. (EMBRAPACNPAB. Documentos, 26).

PEREIRA DA SILVA, A. **Micorrizas arbusculares no agroecossitema soja no estado de Mato Grosso.** 2004. 118f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá – MT, 2004.

PERRY, A. D. M.; AMARANTHUS, M. P.; BORCHERS, J. G.; BORCHERS, S.L.; BRAINERD, R.E. Bootstrapping in ecosystem. **Bioscience,** v.39, p.230-237, 1989.

POTT, A. O papel da pastagem na modificação da vegetação clímax. In: FAVORETTO, V.; RODRIGUES, R. (Eds.). SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMA DE PASTAGENS, 1989, Jaboticabal, **Anais…** Jaboticabal: FUNEP. 1989. p.43-67.

POTT, A. **Pastagens no Pantanal**. Corumbá: Embrapa-CPAP, 1988. 58p. (Embrapa CPAP. Documentos, 7).

PRANCE, G.; SCHALLER, G.B. Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Brittonia,** v.34, n.2, p.228-251, 1982.

QUADROS, F. L. F.; PILLAR, V. P. Dinâmica vegetacional em pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo. **Cienc**. **Rural**, v.31, n.5, p.863-868, Set/Out 2001

RAMOS, A. C.; MARTINS, M. A.; FAÇANHA, A. R. Atividade ATPásica e pirofosfatásica em microcosmos de raízes de milho colonizadas com fungos micorrízicos. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, n.29, p.207-213, 2005.

RATTER, J. A.; ASKEW, G. P.; MONTGOMERY, R. F.; GIFFORD, D. R. Observações adicionais sobre o cerradão de solos mesotróficos no Brasil Central. In IV Simpósio sobre o Cerrado, **Anais…** Universidade de São Paulo, p.303-316. 1977.

RATTER, J. A. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brazil. In: FURLEY, P.A.; PROCTOR, J.; RATTER, J. A. (Eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London: Ed. Chapman & Hall, 1992. p.417-427.

RATTER, J. A.; POTT, A.; POTT, V. J.; CUNHA, C. N.; HARIDASAN, M. **Observation on woody vegetation types in the Pantanal and at Corumbá, Brazil**. Notes from the Royal Botanic Garden Edinburgh, v.45, p.503-525. 1988.

REBER, H. H. Simultaneous estimates of the diversity and degradative capability of heavy-metal-affected soil bacterial communities. **Biology and Fertility of Soils**, v.13, p.181-186, 1992.

RILLIG, M. C.; MUMMEY, D. L. Mycorrhizas and soil structure. **New Phytologist**. Tansley Review, n.171, p.41-53, 2006.

ROSA, C.A; VIANA, E.M.; MARTINS, R.P..; ANTONINI, Y.; LACHANCE, M. A. *Candida batistae*, a new yeast species associated with solitary digger nesting bees in Brazil. Mycologia. v.91(3), p.428-433. 1999.

ROSSELÓ-MORA, R.; AMANN, R. The species concept for prokaryotes. **FEMS Microbiology Review**, Amsterdam, v. 25, n. 1, p. 39-67, 2001.

SANTOS, I. M. S. **Caracterização morfológica, fisiológica e coleção de cultura de diazotróficos simbióticos associados à cultura da soja sob os sistemas de plantio direto e plantio convencional em Mato Grosso**. 2006. 58f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá – MT. 2006.

SANTOS, R. D.; CARVALHO FILHO, A.; NAIME, U. J. et al. Pedalogia. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da

Amazômia Legal. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP**. v.2, t.1. Diagnóstico dos meios físico e biótico. Brasília: MMA/PNMA, 1997, p.121-293.

SESC PANTANAL. 2007. Disponível em: <http://www.sescpantanal.com.br/br/pantanal/index.asp>. Acesso em: 31 jan. 2007.

SIEVERDING, E. Vesicular-Arbuscular mycorrhizae management in tropical agrosystems. **Eschborn**: Deutsche Geesellschalt fiir Technische Zusammenarbeit, 1991, 371p.

SIQUEIRA, J. O.; FRANCO, A. A. **Ciências Agrárias nos trópicos brasileiros** - **Biotecnologia do Solo: Fundamentos e Perspectivas**. Brasília: Ministério da Educação, ABEAS; Lavras: ESAL, FAEPE, 1988, 246p.

SIQUEIRA, J. O.; SAGGIN-JUNIOR, O. J. The importance of mycorrhizae association in natural in low fertility. In: MACHADO, A.T.; MAGNAVACA, R.; PANDEY, S; SILVA, A.F. (Eds). Poc. Int. Symposium on Environmental Stress: maize in perspective, 1995, Sete Lagoas, **Anais...** Sete Lagoas: EMBRAPA, 1995. p.240-280.

SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. **Pesq. agropec. bras.** Brasília, v. 33, Número Especial, p.1703-1711, Out 1998.

SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M.; POTT, A.; POTT, V. J.; RIBEIRO, L. M. Vegetação da Bacia do Alto Paraguai – Pantanal brasileiro – detectada por satélite. In: Simpósio Latino Americano de Percepcion Remota, 8, 1997, Mérida. **Memórias (CD-ROM)...** Caracas: SELPER/Unidade Técnica de Sistemas. 1997. (Monitoreo de Recursos Naturales –RCN-006.doc).

SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M.; SILVA, M. P.; ROMERO, H. R. Levantamento do desmatamento no Pantanal brasileiro até 1990/91. **Pesq. agropec. bras**., Brasília, v.33, Número Especial, p.1739-1745, Out 1998.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research,** n.79, p.07-31, 2004.

SMIT, E.; LEEFLANG, P.; GOMMANS, S.; VAN DEN BROEK, J.; VAN, M. S.; WERNARS, K. Diversity and seasonal fluctuations of the dominant members of the bacterial soil community in a wheat field as determined by cultivation and molecular methods. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 67, n. 5, p.2284-2291, Mai 2001.

SMITH, S. E.; READ, D. J. **Mycorrhizal Symbiosis**. London: Academic Press, 1997. 605p.

SOUZA, E. D.; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B.; SILVA, C. A.; BUZETTI, S. Frações do carbono orgânico, biomassa e Atividade microbiana em um Latossolo Vermelho sob cerrado submetido a diferentes sistemas de manejos e usos do solo. **Acta Sci. Agron.** Maringá, v.28, n.3, p.323-329, Jul/Set 2006.

STOLZ, J. F.; BOTKIN, D. B.; DASTOOR, M. N. The integral biosphere. In: RAMBLER, M.B.; MARGULIS, L.; FESTER, R. (Eds). **Global Ecology**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 31-49.

STÜRMER, S. L. Efeito de diferentes isolados fúngicos da mesma comunidade micorrízica no crescimento e absorção de fósforo em soja e trevo vermelho. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.28, n.4, p.611-622. Jul/Ago 2004.

SUDECO – Superintendência de Desenvolvimento Sustentável do Centro-Oeste. **Estudo de desenvolvimento integrado da Bacia do Alto Paraguai**. Brasília, t.2, 1978, 235p.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1979. 372p.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science.** v.277, p.1300-1302, 1997a.

TILMAN, D.; LEHMAN, C.; THOMPSON, K. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. **Proc. Natl. Acad. Sci**. USA, v.94, p.1857-1861. 1997b.

TORSVIK, V.; ØVREÅS, L. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. **Current Opinion in Microbiology**, Amsterdam, v. 5, n.3, p.240–245, 2002.

TRINDADE, C. A. H.; TARAPANOFF, I.; POTIGUAR, L. A. Geologia. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP**, v.2, t.1. Diagonóstico dos meios físico e biótico. Brasília: MMA/PNMA, 1997. 71p.

TURCO, R. F.; BLUME, E. Indicators of soil quality. In: SIQUEIRA, J. O; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. G. R.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E.; CARVALHO, J. G. (Org.). **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Viçosa: SBCS ; Lavras: UFLA/DCS, 1999. p. 529-549.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R. Queimada: o corte que atrai. **Ciência Hoje**, v.7, n.40, p.25-38, 1988.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**. v.71, n.2, p.437-449, Abr 1990.

VALLADARES, F.; MARTÍNEZ-FERRI, E.; BALAGUER, L.; PÉREZ-CORONA, E.; MANRIQUE, E. Mediterranean evergreen oaks: a conservative resourse-use strategy? **New Phytol**., v.148, p.79-91, 2000.

VILELA, P. M. C. A. **Comunidade microbiana do solo, bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos arbusculares associados ao algodoeiro, em diferentes sistemas de cultivo**. 2006. 73f. Dissertação Mestrado em Agricultura Tropical) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá – MT. 2006.

WILSON, J. B. Shoot Competition and Root Competition. **The Journal of Applied Ecology**, v. 25, n.1, p. 279-296, Abr 1988.

WOESE, C. R. Bacterial Evolution. **Microbiol. Rev.** v.51. p.221-271. 1987.

WWF-BRASIL. Reservas Particulares do Patrimônio Natural na Bacia do Alto Paraguai. In: LANGE, B., FREITAS, A. (Coord.). **Brasil: Catálogo.** Brasília, DF. 2004. p.43-44.

ZILLI, J. E.; RUMJANEK, N. G.; XAVIER, G. R.; COUTINHOS, H. L. C.; NEVES, M. C. P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 20, n. 3, p. 391-411, Set/Dez 2003.

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo