

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE FÍSICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL

**EFEITO DA INTERAÇÃO ENTRE VEGETAÇÃO, HIDROLOGIA E
SOLO NO EFLUXO DE CO₂ NO PANTANAL MATO-GROSSENSE**

DANIELLE CHRISTINE STENNER NASSARDEN

PROF^a. DR^a. NADJA GOMES MACHADO

Orientadora

Cuiabá, MT

Março/2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE FÍSICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL

**EFEITO DA INTERAÇÃO ENTRE VEGETAÇÃO, HIDROLOGIA E
SOLO NO EFLUXO DE CO₂ NO PANTANAL MATO-GROSSENSE**

DANIELLE CHRISTINE STENNER NASSARDEN

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Física Ambiental.

PROF^a. DR^a. NADJA GOMES MACHADO

Orientadora

Cuiabá, MT

Março/2020

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

S825e Stenner Nassarden, Danielle Christine.
EFEITO DA INTERAÇÃO ENTRE VEGETAÇÃO, HIDROLOGIA E SOLO NO
EFLUXO DE CO₂ NO PANTANAL MATO-GROSSENSE / Danielle Christine
Stenner Nassarden. -- 2020
75 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientadora: Nadja Gomes Machado.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Física,
Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental, Cuiabá, 2020.
Inclui bibliografia.

1. Planície inundada. 2. Ciclo do carbono. 3. Respiração do solo. 4. Propriedades
físicas e químicas do solo. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE FÍSICA
Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental

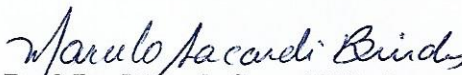
FOLHA DE APROVAÇÃO

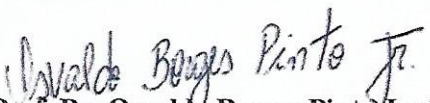
**TÍTULO: EFEITO DA INTERAÇÃO ENTRE VEGETAÇÃO,
HIDROLOGIA E SOLO NO EFLUXO DE CO₂ NO
PANTANAL MATO-GROSSENSE**

AUTORA: DANIELLE CHRISTINE STENNER NASSARDEN

Tese de Doutorado defendida e aprovada em 17 de março de 2020, pela comissão julgadora:


Profa. Dra. Nadja Gomes Machado
Orientadora
Instituto Federal de Mato Grosso – IFMT


Prof. Dr. Marcelo Sacardi Biudes
Examinador Interno
Instituto de Física - UFMT


Prof. Dr. Osvaldo Borges Pinto Junior
Examinador Externo
Universidade de Cuiabá - UNIC


Prof. Dr. Higo José Dalmagro
Examinador Externo
Universidade de Cuiabá - UNIC


Profa. Dra. Vanessa Rakel de Moraes Dias
Examinadora Externa
Universidade do Estado de Mato Grosso/UNEMAT

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Oacil e Alexandra, exemplos de pessoas e de pais; aos meus avós Uwe, Oacil, Pedrosa e Mirtes que sempre estiveram ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus em primeiro lugar;

A Profa. Dra. Nadja Gomes Machado, pela orientação;

Ao Prof. Dr. José de Souza Nogueira, pelo grande trabalho feito para a realização deste curso de doutorado; A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso, que compartilharam seus conhecimentos;

A todos meus amigos e companheiros de laboratório, campo e de toda a Lucas Peres Angelini, Dalila Morgana de Souza Mützemberg, Pablinne Cynthia Batista Silva Angelini, Keylyane Santos da Silva Alves, Lucas Douglas Rothmund e Elio Santos Almeida Junior;

A todos os trabalhadores do Parque Baía das Pedras por terem ajudado no deslocamento para coleta de dados;

À Soilce e Cesário pela colaboração nos serviços da secretaria;

A todos os meus familiares pela compreensão e carinho e todos os momentos que mais precisei em especial aos meus Pais e avós;

A CAPES pelo auxílio financeiro para realização desta pesquisa.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS.....	VII
LISTA DE ABREVIATURAS	VIII
RESUMO	X
ABSTRACT	XI
1 INTRODUÇÃO	12
1.1 PROBLEMÁTICA.....	12
1.2 JUSTIFICATIVA.....	13
1.3 HIPÓTESE	14
1.4 OBJETIVOS	14
1.4.1 OBJETIVO GERAL	14
1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1 SOLO E VEGETAÇÃO NO PANTANAL	15
2.2 EFLUXO DE CO ₂ EM ÁREAS ÚMIDAS	18
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1 ÁREA DE ESTUDO	21
3.2 COLETA DE DADOS	22
3.2.1 MEDIDAS DE PRECIPITAÇÃO	24
3.2.2 PROPRIEDADE QUÍMICA E FÍSICA DO SOLO.....	25
3.2.3 EFLUXO DE CO ₂	26
3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	28
4 RESULTADOS.....	29
5 DISCUSSÃO	38
6 CONCLUSÃO	48
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	49
8 ANEXO.....	63

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da área de estudo no Parque Baía das Pedras em Poconé, MT, Brasil.

Figura 2 – Base de pesquisa avançada no Parque Baía das Pedras no Pantanal Mato-grossense.

Figura 3 – Vegetações monodominantes de *Vochysia divergens* Pohl (CAM), *Ipomoea carnea* spp. Fistulosa (ALG), *Combretum lanceolatum* Pohl (POM) no Parque Baía das Pedras no Pantanal Mato-grossense.

Figura 4 - Estação micrometeorológica instalada no Parque Baía das Pedras no Pantanal Mato-grossense.

Figura 5- Analisador de gás por infravermelho (IRGA, EGM-4 Environmental Gás Monitor for CO₂, PP Systems, Hitchin, U. K.) conectado a uma câmara de respiração do solo (SRC-1, PP Systems, Hitchin, U. K.).

Figura 6 - Média mensal de precipitação (mm) no Norte do Pantanal Mato-grossense, de Janeiro/2015 à Junho/2017.

Figura 7 – Triângulo de classificação textural do solo de três vegetações no Norte do Pantanal, Mato-grossense.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos das estações e das vegetações sobre as variáveis no Pantanal, Mato-grossense

Tabela 2 - Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos de 17 variáveis sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Tabela 3 - Intervalo de confiança e média anual das variáveis do solo em diferentes períodos hidrológicos no Pantanal Mato-grossense

Tabela 4 - Correlação de Spearman no solo do CAM para as propriedades químicas e físicas do solo no Pantanal Mato-grossense. (*) P<0,05 significativo (**) P<0,01 muito significativo (***) P<0,001 altamente significativo

Tabela 5 – Correlação de Spearman no solo do ALG para as propriedades químicas e físicas do solo no Pantanal Mato-grossense. (*) P<0,05 significativo (**) P<0,01 muito significativo (***) P<0,001 altamente significativo

Tabela 6 – Correlação de Spearman no solo do POM para as propriedades químicas e físicas do solo no Pantanal Mato-grossense. (*) P<0,05 significativo (**) P<0,01 muito significativo (***) P<0,001 altamente significativo.

LISTA DE ABREVIATURAS

ANCOVA – Análise de Covariância

Al+H – Acidez potencial

Al – Alumínio

ALG - *Ipomoea carnea* spp. Fistulosa

Ca+Mg - Soma das Bases

Ca – Cálcio

CAM – *Vochysia divergens* Pohl

CFCs - clorofluorcarbonos

CH₄ - metano

CTC - Capacidade de Troca Catiônica

COT- Carbono orgânico total

CO₂ - dióxido de carbono

GEE- gases de efeito estufa

H - Hidrogênio

K- Potássio

Mg – Magnésio

N₂O - óxido nitroso

P – Fósforo

POM - *Combretum lanceolatum* Pohl

N – Nitrogênio

NH₃ – Amônia

NH₄ – Amônio

Nt - Nitrogênio Total

SESC - Serviço Social do Comércio

Ts – Temperatura do solo

Us – Umidade do solo

RESUMO

NASSARDEN, D.C.S. Efeito da interação entre vegetação, hidrologia e solo sobre o efluxo de CO₂ no Pantanal Mato-Grossense. 75f. tese (doutorado em Física Ambiental) - Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2020.

O aumento das taxas de emissões de dióxido de carbono (CO₂) intensifica os estudos relacionados ao papel das florestas tropicais no ciclo do carbono. Florestas sazonalmente inundadas apresentam características peculiares para a respiração do solo e consequentemente no ciclo do carbono. No Pantanal, maior planície inundada da terra, existe um grande interesse científico sobre a dinâmica do carbono, de forma que pesquisas atuais tentam descobrir o real papel (fonte ou sumidouro) desse ecossistema. Nesse sentido, esse estudo visa à compreensão da dinâmica do efluxo de CO₂ no Pantanal Mato-grossense. Foram analisados os efeitos da interação entre vegetação (*Vochysia divergens* Pohl - CAM, *Ipomoea carnea* spp. Fistulosa - ALG, *Combretum lanceolatum* Pohl - POM), hidrologia (pré-inundação, pós-inundação e seca) e solo (propriedade física e química) sobre o efluxo de CO₂. A média Anual de efluxo de CO₂ foi de 5,25 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ no CAM, 4,28 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ no ALG e 5,0 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ no POM, somente a vegetação de ALG diferiu estatisticamente. Os resultados mostraram interação das variáveis Argila, umidade do solo, temperatura do solo, pH, nitrogênio, fósforo e carbono orgânico total (COT) no efluxo de CO₂ no solo. Houve interação nos valores obtidos de efluxo com a vegetação e período hidrológico. As variáveis argila, pH, nitrogênio e COT aumentaram na pós-inundação contribuindo para o aumento dos valores de efluxo de CO₂ obtidos. Os menores valores obtidos de efluxo ocorreram no período de seca nas três vegetações, em decorrência da baixa umidade do solo e elevada temperatura do solo. As alterações observadas nos valores de CO₂ nos períodos hidrológicos foram em decorrência do preenchimento parcial dos poros com água, aos processos biogeoquímicos, precipitação e temperatura. As diferentes respostas das vegetações, com relação aos períodos hidrológicos, contribuíram para interação nos valores obtidos de efluxo tais como: diferença de altitude (tempo de inundação), fenologia, pH e diferenças de nutrientes. Portanto, os fatores bióticos e abióticos contribuíram para a alteração no efluxo de CO₂ no solo, estando estreitamente relacionados aos sedimentos depositados e as fases de inundação (anaeróbica) e seca (aeróbica).

Palavras-chave: Planície inundada, ciclo do carbono, respiração do solo, propriedades físicas e químicas do solo, *Vochysia divergens* Pohl, *Ipomoea carnea* spp. Fistulosa, *Combretum lanceolatum* Pohl.

ABSTRACT

NASSARDEN, D.C.S. Effect of the interaction between vegetation, hydrology and soil on CO₂ efflux in Pantanal Mato-Grossense. 75f. Thesis (PhD in Environmental Physics), Institute of Physics, Federal University of Mato Grosso, Cuiabá, 2020.

The increase in carbon dioxide (CO₂) emission rates intensifies studies related to the importance of tropical forests in the carbon cycle. Flooded seasonal forests have peculiar characteristics for soil respiration and, consequently in the carbon cycle. The Pantanal, the largest floodplain in the world, there is great scientific interest in the accumulation of carbon, so that current research attempts to discover the true function (source or drainage) of this ecosystem. In this sense, the objective of the study is to understand the CO₂ efflux in Pantanal Mato-grossense. The effects of the interaction between vegetation (*Vochysia divergens* Pohl - CAM, *Ipomoea carnea* spp. Fistulosa - ALG, *Combretum lanceolatum* Pohl - POM), hydrology (pre-flooding, post-flooding and drought) and soil (physical and chemical) on the CO₂ efflux in the soil. The average annual value of CO₂ efflux was 5.25 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ in CAM, 4.28 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ in ALG and 5.0 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ in POM, only the ALG vegetation differed statistically. The results found showed interaction of the variables clay, soil concentration, soil temperature, pH, nitrogen, phosphorus and total organic carbon (COT), in the CO₂ efflux in the soil. There was an interaction in the selected values for CO₂ efflux with vegetation and hydrological period. As the clay, pH, nitrogen and COT variables increased in the post-flooding, contributing to the increase in CO₂ efflux in the soil. The lowest values reached in the drought occurred in three vegetations, due to low soil moisture and high soil temperature. The changes observed in the CO₂ efflux values in the different hydrological periods were due to the partial filling of the pores with water, for biogeochemical processes, precipitation and temperature. The different responses of vegetation, in relation to hydrological periods, contributed to the interaction in the values found for efflux such as: difference in altitude (time of flooding), phenology, pH and differences in nutrients. Therefore, the biotic and abiotic factors contributed to alter the CO₂ efflux in the soil, closely related to the deposited sediments and to the flood (anaerobic) and dry (aerobic) phases.

Keywords: flooded forest, carbon cycle, soil respiration, physical and chemical properties of the soil, *Vochysia divergens* Pohl, *Ipomoea carnea* spp. Fistulosa, *Combretum lanceolatum* Pohl.

1 INTRODUÇÃO

1.1 PROBLEMÁTICA

O aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera tem gerado grandes preocupações científicas nas últimas décadas. Estas preocupações se devem principalmente as contribuições no forçamento radiativo positivo e consequentemente no aumento da temperatura da atmosfera. O aumento das emissões destes gases é apontado como um dos possíveis responsáveis pela ocorrência de eventos extremos, tais como intensas ondas de calor, tempestades, secas e furacões cada vez mais severos. Entre os GEE destacam-se o dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e clorofluorcarbonos (CFCs), sendo que o CO_2 vem recebendo uma atenção especial devido ao elevado aumento de sua concentração nos últimos anos.

As preocupações com as taxas de emissões de CO_2 devido a ações antropogênicas, principalmente a mudança de cobertura do solo, tem estimulado um esforço científico global para a compreensão do ciclo do carbono. Nesse sentido, o entendimento da dinâmica das florestas passa a ser fundamental na avaliação dos conteúdos de CO_2 que são lançados para a atmosfera. As florestas são fontes e sumidouros de carbono, fonte pelos processos de respiração queima e decomposição e sumidouros pelos processos de fotossíntese e incremento de biomassa.

As florestas tropicais têm forte influência sobre o ciclo global do carbono, de forma que quaisquer alterações nestes ecossistemas, sejam elas, devido a ações naturais ou antrópicas, podem acarretar em mudanças nos fluxos de CO_2 . No Brasil alguns cenários de mudanças climáticas, ao sul da Bacia Amazônica, já preveem alterações na ciclagem de carbono. Estas alterações podem impactar fortemente o armazenamento e a ciclagem de carbono, principalmente em florestas e bosques que já sofrem estresse hídrico durante os períodos de estiagem.

Em áreas sazonalmente inundadas a taxa de decomposição da matéria orgânica é reduzida durante a inundação, isso torna essas regiões potencialmente eficientes para o sequestro de carbono. Entretanto, alterações locais no regime hidrológico e no uso da terra podem alterar o conteúdo de carbono. As mudanças do uso da terra influenciam no conteúdo de carbono no solo, consequentemente podem afetar diretamente as

concentrações de CO₂ que são emitidas para a atmosfera, provocando alterações no balanço de carbono.

O Pantanal brasileiro destaca-se por ser a maior planície inundada da terra. Sua posição geográfica é de grande importância, pois está localizado entre a Amazônia, o Cerrado e os Chacos Boliviano e Paraguaio, abrangendo assim diversos ecossistemas. Esta região vem sofrendo ao longo dos anos um processo de mudança no uso da terra vinculada a pecuária, o que pode acarretar em perda significativa do conteúdo de carbono para a atmosfera.

No Pantanal o pulso de inundação funciona como uma perturbação no solo e na vegetação, já que essa inundação altera as propriedades físicas e químicas do solo. As variações topográficas no Pantanal provocam diferenças locais nos processos de inundação o que regula a distribuição espacial e abundância das espécies vegetais. Desta forma, o estabelecimento de espécies arbóreas pode acarretar em uma alteração nas propriedades microclimáticas alterando, entre outras, o conteúdo de carbono no solo.

1.2 JUSTIFICATIVA

O Pantanal tem sido alvo de interesse na comunidade científica devido ao seu sistema de chuvas e inundações, o que afeta a distribuição sazonal de energia e carbono nessa região. Diversos ecossistemas são capazes de emitir e sequestrar carbono, entretanto, o Pantanal, devido aos longos períodos de inundação, apresenta características peculiares para a dinâmica do carbono e das emissões de CO₂ para a atmosfera.

Para entender a estrutura e funcionamento de um ecossistema é necessário determinar como as distribuições e abundâncias dos organismos variam no tempo e no espaço. Destaca-se que, fatores abióticos também são capazes de influenciar nessas distribuições, sendo fundamental o seu monitoramento. Diante disso, é de suma importância compreender o papel ecológico do Pantanal, o seu processo hidrológico, suas alterações nas propriedades do solo, bem como os efeitos sobre o efluxo de CO₂. A dinâmica do efluxo de CO₂ do solo é essencial para entender o papel do solo no balanço de carbono.

O entendimento da dinâmica de efluxo de CO₂ do solo no Pantanal é extremamente importante para avaliar se ecossistemas inundáveis emitem ou sequestram carbono. Tendo em vista que o efluxo de CO₂ do solo é um componente significativo da dinâmica do carbono (C) nos ecossistemas terrestres, sua dinâmica e quantificação é fundamental no estudo destes ecossistemas.

Para responder os questionamentos sobre a real importância e função do Pantanal no ciclo do carbono, e se estes de fato são sorvedouros, faz-se necessário monitorar a respiração do solo, e todas as outras propriedades e parâmetros que possam ter correlação com os mesmos. Dessa forma, será possível analisar como as interações entre vegetação, hidrologia e propriedades do solo estão contribuindo no efluxo de CO₂.

1.3 HIPÓTESE

- Os períodos hidrológicos modificam a emissão no efluxo de CO₂ no solo;
- O efluxo de CO₂ no solo é diferente de acordo com a vegetação;
- As propriedades do solo interagem com o efluxo de CO₂ ocasionando alterações nos valores emitidos.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desse estudo foi avaliar o efeito da interação entre vegetação, hidrologia e solo sobre o efluxo de CO₂ no Pantanal Mato-grossense.

1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o efeito dos períodos hidrológicos nos valores de efluxo de CO₂ no solo;
- Avaliar a contribuição da vegetação no efluxo de CO₂ no solo;
- Avaliar o efeito da interação das propriedades do solo na variação sazonal do efluxo de CO₂ no solo;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SOLO E VEGETAÇÃO NO PANTANAL

O Pantanal, por ser a maior planície alagada do mundo, é considerado zona prioritária de conservação biológica devido a biodiversidade vegetal e animal, sendo o encontro dos ecossistemas Cerrado, Floresta Amazônica e Planícies do Chaco (JUNK et al., 2006; GIRARD et al., 2010; FANTIN-CRUZ et al., 2011; JUNK et al., 2013; PAZ et al., 2016). Está localizado no Centro da América do Sul, abrangendo o Brasil, Paraguai e Bolívia, com 55,2% em território brasileiro (JUNK et al., 2013; JUNK et al., 2014; PAZ et al., 2011).

A região é considerada uma das maiores planícies de sedimentação do planeta, sendo que em território nacional, 65% está no estado de Mato Grosso do Sul e 35% no Mato Grosso (FANTIN-CRUZ et al., 2011; PAZ et al., 2011). Ocupa áreas parciais de 16 municípios e é constituído por onze sub-regiões fisiográficas: Cáceres, Poconé, Barão de Melgaço, Paraguai, Nhecolândia, Abobral, Aquidauana, Miranda, Nabileque e Porto Murtinho (GIRARD et al., 2010; FANTIN-CRUZ et al., 2011; JUNK et al., 2014; PAZ et al., 2016).

Os solos pantaneiros estão estritamente relacionados à natureza dos sedimentos depositados e aos processos ou formas de deposição/sedimentação. Os processos pedológicos predominantes na planície pantaneira estão associados ao hidromorfismo, condição na qual o arejamento é deficiente devido ao excesso de água (CORINGA et al., 2012; CORINGA et al., 2014; JUNK et al., 2014).

No SESC Pantanal, os estudos do solo e dos processos pedológicos desempenham papel de suma importância para identificação da composição química e no processo de sedimentação. A natureza sedimentar restringe a drenagem em determinada época do ano, dificultando a saída de bases e sílica do sistema, favorecendo a formação de argilominerais 2:1 (NASCIMENTO et al., 2013; CORINGA et al., 2014).

Solos localizados nas regiões do entorno da bacia pantaneira, são fontes de sedimentos distintos daqueles que ocorrem no Pantanal (CORINGA et al., 2012; CORINGA et al., 2014). E a antropização desses ambientes que circundam o Pantanal alteram o fluxo dos sedimentos carreados para a planície pantaneira, causando maior assoreamento das paisagens.

O local é composto por um mosaico de formas de relevo, dos quais diferem em dinâmicas de inundação e aglomerações vegetativas diversificadas, com mais de 1000 espécies de plantas (JUNK & NUNES DA CUNHA, 2005; JOHNSON et al., 2013; JUNK et al., 2013; JUNK et al., 2014). No Pantanal a inundações advindas do acúmulo de águas pluviais provenientes do planalto adjacente, provoca o transbordamento dos rios, e como consequência a inundação das planícies. A região possui características peculiares, sendo seu regime de inundação considerado um fenômeno ecológico de extrema importância, o qual torna esse ecossistema único e atrativo para diversos campos de pesquisa (GIRARD et al., 2010; FANTIN-CRUZ et al., 2011; JUNK et al., 2013; JUNK et al., 2014).

Esse ecossistema possui sua planície de inundação com água corrente, dessa forma essa condição propicia diversas trocas laterais com o rio e a planície de inundação (JUNK, et al., 2014). A variação sazonal do nível da água na superfície do solo no Pantanal funciona como uma perturbação para o solo e a vegetação, alterando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (PAROLIN et al., 2010; PEZESKI & DELAUNE, 2012).

O funcionamento fisiológico de muitas espécies de plantas pode ser alterado devido às variações topográficas e as diferenças locais da inundação, podendo ser um indicador na distribuição das espécies vegetais no Pantanal (ARIEIRA & NUNES DA CUNHA, 2006; JUNK et al., 2014). Destaca-se que a variação espacial do regime de inundação foi considerada um fator determinante na distribuição e abundância das espécies vegetais na planície do Pantanal (PAROLIN et al., 2010; FANTIN-CRUZ et al., 2011).

Em algumas áreas no norte do Pantanal, foram identificadas unidades fitofisionômicas em função da intensidade e da duração da inundação, além da topografia (FANTIN-CRUZ et al., 2010; FANTIN-CRUZ et al., 2011). De acordo com esses autores, áreas de campo inundável possuem alta intensidade de inundação, duração, e baixas posições topográficas. Áreas com presença da vegetação de *Vochysia divergens* Pohl geralmente possuem intensidade média de inundação, duração e elevação intermediária.

Algumas espécies de vegetação desenvolveram uma ampla gama de estratégias adaptativas que as fazem capazes de tolerar inundações periódicas (DALMOLIN et al.,

2012; PEZESHKI & DELAUNE, 2012; DALMAGRO et al., 2013; DALMOLIN et al., 2013). A vegetação de *Vochysia divergens* Pohl é considerada uma espécie indicadora de condições ambientais adversas, que se espalha vigorosamente em pastagens sazonalmente inundadas formando estandes monodominantes (NUNES DA CUNHA & JUNK, 2004; SANCHES et al., 2015). A mesma é uma espécie arbórea nativa do Cerrado brasileiro, predominante em solos argilosos, tolera bem às inundações e pode atingir 28 a 30 m de altura (SANCHES et al., 2015). Essa vegetação é influenciada pelo pulso de inundação, ocorrendo nascimento de novas folhas após a inundação, e a produção de sementes atinge o máximo durante o período seco (NUNES DA CUNHA & JUNK, 2004; SANCHES et al., 2015).

Outra espécie de vegetação monodominante é o *Combretum lanceolatum* Pohl (Combretaceae) do qual é conhecido como "pombeiro-vermelho". Essa espécie vegetal que pode ser encontrada em vários domínios fitogeográficos do norte ao sul do Brasil incluindo Amazônia, Pantanal, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, cujo gênero é constituído por cerca de 200 espécies (MARQUETE & VALENTE, 2010). O Pombeiro pode atingir cerca de quatro metros e ocorre próximo a corpos d'água permanentes, em áreas sujeitas a prolongado período de inundação, podendo assim formar grandes estandes monodominantes (NUNES DA CUNHA et al., 2007).

A vegetação de *Ipomoea carnea* spp. Fistulosa, é conhecido localmente algodão-do-Pantanal ou algodão-bravo (FREY, 1995). Essa vegetação se assemelha a um arbusto perene, nativo da América do Sul. Possuem flores efêmeras, com antese diurna, sistema de autoincompatibilidade que não produz frutos (PAZ et al., 2016). Essa espécie é um excelente modelo ecológico, possuindo ramos e raízes emaranhadas, formando uma única mancha populacional, difícil de distinguir os indivíduos (MARTINS et al., 2019).

Essa vegetação é polinizada por uma variedade de abelhas, como *Ancylocelis*, *Ceratina*, *Melitoma*, *Ptilothrix*, *Clementine*, *Apis* e outras (MARTINS et al., 2019). Atrai várias espécies de formigas, devido à presença de nectários extraflorais: duas localizadas na superfície abaxial das folhas e cinco na base das sépalas de flores e brotos (PAZ et al., 2016).

É um arbusto, conhecido também como campo sujo, facilmente encontrado em lugares temporariamente alagados sujeito a inundação sazonal com duração de até seis

meses (PAZ et al., 2016). É também encontrada em áreas de pastagens onde a cobertura vegetal de gramínea é gradualmente degradada por pisoteio de gado, ação antrópica, e até mesmo queimadas. Geralmente a *Ipomoea Carnea spp.* Fistulosa precisa de muito tempo para cobrir grandes áreas, porém é sempre deixada quase intacta pelo gado, transformando assim em uma erva daninha típica de pastagem (MARTINS et al., 2019). Essas espécies ribeirinhas podem crescer a muitos quilômetros do rio, portanto, frequentemente consideradas plantas lenhosas invasoras indesejáveis, pois podem assumir e até mesmo sombrear pastagens úteis.

Pesquisas em áreas úmidas vêm ganhando atenção devido aos seus processos hidrológicos, riqueza de sua fauna e flora, interação entre seus fatores bióticos e abióticos e emissão de CO₂ (MACHADO et al., 2015; SANCHES et al., 2015; MELLO et al., 2016; SALLO et al., 2017). Essas complexas interações tornam essa área prioritária para desenvolver estudos ecológicos e planos de conservação, pois a alteração em um de seus componentes é capaz de alterar diversos outros, por meio de um efeito em cadeia (CARDOSO et al., 2010; CARDOSO et al., 2011).

2.2 EFLUXO DE CO₂ EM ÁREAS ÚMIDAS

Áreas úmidas representam cerca de 5% de toda a área da superfície terrestre e contêm aproximadamente 40% de todo o carbono orgânico do solo. O Pantanal possui capacidade de estocar grande quantidade de carbono (MITSCH et al., 2010). Pequenas modificações sejam no regime climático, hídrico, nutrientes e uso da terra podem modificar drasticamente o estoque de carbono dessas áreas (JOHNSON et al., 2013; MELLO et al., 2015).

No Pantanal, por se tratar de área úmida, a matéria orgânica é considerada importante dreno para o carbono (EAGLE & OLANDER, 2012; PEZESHKI & DELAUNE, 2012; JOHNSON et al., 2013). A mesma é a fonte de origem do carbono dos solos, considerada fundamental e indispensável por fornecer nutrientes, estruturar o solo, propiciar condições de aeração e retenção de umidade, bem como para o estabelecimento dos seres vivos. Dessa forma ela funciona como um substrato dos microrganismos aeróbicos, sendo a causa de alterações específicas do potencial redox, do pH, da disponibilidade de nutrientes e alteração do efluxo de CO₂ (NEUE, 1985; PEZESHKI & DELAUNE, 2012; JOHNSON et al., 2013; BASS et al., 2014).

Dessa forma, é de suma importância entender os fatores que controlam o efluxo de CO_2 , tais como temperatura, umidade do solo e tipo de vegetação, das quais influenciam a troca de CO_2 entre o sistema solo-planta-atmosfera (VALENTINI et al., 2008; BASS et al., 2014; MELLO et al., 2015). No entanto para que seja dimensionado o balanço global de carbono do ecossistema, é necessário o conhecimento de todos os processos envolvidos no consumo e emissão de carbono (MITSCH & GOSSELINK, 2015; CARDOSO et al., 2010; MITSCH et al., 2010; SILVA et al., 2017).

No ambiente solo-biota-atmosfera, o carbono pode ocorrer na forma de gás (CO_2 e CH_4), complexado ou na biomassa viva. O dióxido de carbono (CO_2) está presente na atmosfera na proporção de 0,03% do seu volume total (KIM et al., 2012). No solo, o CO_2 é produzido pela respiração das raízes, microorganismos, fauna do solo e pela oxidação química dos compostos de carbono. A taxa de transferência deste gás é controlada por cinco fatores, sendo eles: (i) taxa de produção do solo; (ii) temperatura; (iii) concentração na interface solo-atmosfera; (iv) propriedades físicas do solo e; (v) umidade do solo (JOHNSON et al., 2013; BASS et al., 2014; MITSCH & GOSSELINK, 2015). Essa emissão é diretamente proporcional ao gradiente de transporte de gases no solo para a atmosfera, e é afetada pela fração de poros do solo preenchidos com ar ou com água (BASS et al., 2014; MITSCH & GOSSELINK, 2015; PEREIRA, et al., 2017).

Diante disso fatores climáticos tais como temperatura, precipitação a troca de CO_2 entre os ecossistemas terrestres e a atmosfera, interagem e influenciam a dinâmica do solo (PEREIRA et al., 2013; SILVA et al., 2011; BASS et al., 2014). Destaca-se que a umidade do solo pode favorecer ou inibir as taxas de efluxo de CO_2 . Isso ocorre, pois, com excesso de umidade a respiração microbiana do solo é limitada, devido os poros se encontrarem saturados, havendo então restrição de difusão de oxigênio (O_2) (TU et al., 2006; MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; BASS et al., 2014).

Na estação seca, com a baixa umidade, ocorre restrição da solubilidade de substratos de carbono orgânico, sendo essas fontes de energia para os microorganismos heterotróficos. Para que haja uma respiração máxima do solo, é necessário um ponto de equilíbrio entre o preenchimento de ar e água. Ou seja, em condições ideais os macroporos devem estar preenchidos de ar para facilitar a difusão do O_2 e os microporos do solo devem estar preenchido de água, com o intuito de facilitar a

solubilidade dos substratos (DAVIDSON et al., 2000; ALEWELL et al., 2008; KIM et al., 2012). Assim, as variações espaciais e temporais exercem papel fundamental nas taxas de efluxo de CO₂. Dessa forma é fundamental entender todos os fatores que colaboram para essa emissão (JOHNSON et al., 2013; MITSCH & GOSSELINK, 2015).

A emissão de efluxo de CO₂ também é modificada, por um processo natural, durante o período noturno, do qual ocorre diminuição da temperatura do ar e aumento da umidade relativa do ar. Esses fatores proporcionam maior respiração das raízes e microrganismos responsáveis pela decomposição do material orgânico, fauna do solo e pela oxidação química dos compostos de carbono (HARON et al., 1998; KIM et al., 2012). A respiração do solo é um elemento importante no balanço de carbono da floresta, pois pode representar até 80% da respiração do ecossistema ou de 40 a 60% da produtividade primária bruta (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; SILVA et al., 2017)

A respiração das raízes recebe menor influência da falta ou excesso de umidade do solo, assim elas também possuem um papel fundamental nas estimativas do efluxo de CO₂ do solo. Diante disso a alteração das vegetações pode contribuir para a modificação das propriedades e respiração do solo (VOURLITIS et al., 2011; DALMAGRO et al., 2016). A matéria orgânica depositada é fonte de origem do carbono dos solos, sendo esta fundamental por fornecer nutrientes, estruturar o solo, propiciar condições de aeração e retenção de umidade. A mesma é fundamental para o estabelecimento dos seres vivos que dão suporte aos processos que conferem aos solos suas propriedades e funções nos ecossistemas (JOHNSON et al., 2013; MACHADO et al., 2015; MELLO et al., 2015).

Assim é fundamental o estudo dos solos de áreas alagadas, tendo em vista que a variação climática e espacial são fatores importantes que interagem diretamente com a dinâmica da vegetação, do solo e, conseqüentemente, na emissão de CO₂ (VALENTINI et al 2008; CARVALHO et al., 2013; JUNK et al., 2013).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada no Pantanal Mato-Grossense na unidade avançada de pesquisas da UFMT, dentro da Estância Ecológica SESC Pantanal – Parque Baía das Pedras entre as latitudes 16°29'04'' e 16°29'10'' S e longitude 56°25'25'' e 56°25'36'' O, em Poconé, Mato Grosso, (Figura 1).

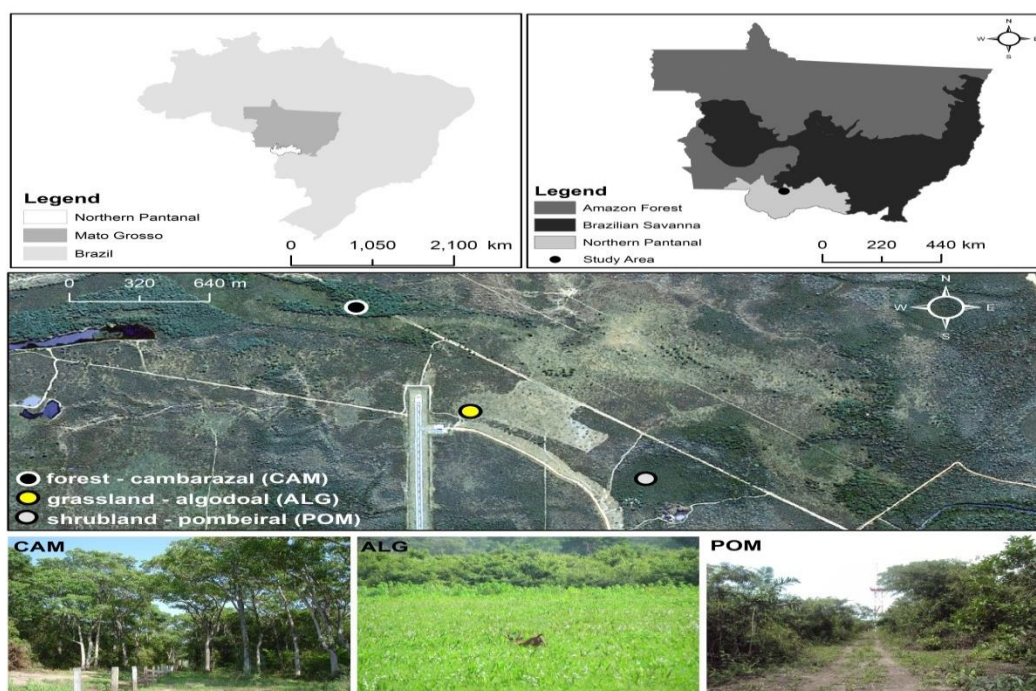


Figura 1 – Localização da área de estudo no Parque Baía das Pedras em Poconé, MT, Brasil.

O clima regional é do tipo AW de Köppen, quente e úmido com chuvas no verão e estiagem no inverno. A pluviosidade oscila entre 800 e 1.400 mm/ano, sendo que 80% ocorrem entre os meses de novembro e março. A média anual de temperatura oscila entre um máximo de 29 a 32°C e um mínimo de 17 a 20°C com temperatura média de 22 a 32 °C, e 100 a 150 metros de altitude (BIUDES et al., 2012). Os solos são de origem sedimentar, caracterizados como franco argiloso e argiloso (AQUINO et al., 2015) que são solos com maior porosidade total e grande quantidade de microporos, em relação aos solos arenosos que tem grande volume de macroporos (MEURER et al., 2006; CORINGA et al., 2012).

Estes locais têm sido o foco de pesquisas sobre o efluxo de CO₂ do solo e a acumulação de C, bem como a estrutura da vegetação e nutrientes do solo podem interagir e corroborar para o aumento da emissão de CO₂ (CARVALHO, 2013; JOHNSON et al., 2013; VOURLITIS et al., 2014). A Figura 2 mostra a estrutura física da base de pesquisa avançada no Pantanal.



Figura 2 – Base de pesquisa avançada no Parque Baía das Pedras no Pantanal Mato-grossense.

3.2 COLETA DE DADOS

O estudo foi realizado entre os anos de 2015 a 2017, em três diferentes tipos de vegetações, vizinhas uma das outras, consideradas invasoras e monodominantes na região do Pantanal, sendo elas: *Vochysia divergens* Pohl (CAM), *Ipomoea carnea* spp. Fistulosa (ALG), *Combretum lanceolatum* Pohl (POM) (Figura 3).



Figura 3 – Vegetações monodominantes de *Vochysia divergens* Pohl (CAM), *Ipomoea carnea* spp. *Fistulosa* (ALG), *Combretum lanceolatum* Pohl (POM) no Parque Baía das Pedras no Pantanal Mato-grossense.

A vegetação de CAM é caracterizada como uma floresta monodominante e invasora, mais conhecido na região como Cambará. Nesta região a altitude aproximada é de 128 m. Essa vegetação se destaca por apresentar características ecológicas e fisiológicas que favorecem seu rápido espalhamento e dominância em campos sazonalmente inundados (ARIEIRA & NUNES DA CUNHA, 2006; FANTIN-CRUZ et al., 2010; SANCHES et al., 2015). O CAM também possui resistência a prolongados períodos de alagamento, a capacidade de suas plântulas para manter suas folhas intactas em baixo da superfície da água, grande produção de sementes espalhadas pelo vento e água (FANTIN-CRUZ et al., 2010; SANCHES et al., 2015).

A vegetação de ALG, conhecida localmente como algodão-do-Pantanal ou algodão-bravo. Nesta região a altitude aproximada é de 122 m (FREY, 1995). Essa vegetação se assemelha a um arbusto perene, nativo da América do Sul. Possuem flores efêmeras, com antese diurna, sistema de autoincompatibilidade que não produz frutos. (PAZ et al., 2016). É um arbusto, conhecido também como campo sujo,

facilmente encontrado em lugares temporariamente alagados sujeito a inundação sazonal com duração de até seis meses (PAZ et al., 2016). É também encontrada em áreas de pastagens onde a cobertura vegetal de gramínea é gradualmente degradada por pisoteio de gado, ação antrópica, e até mesmo queimadas (MARTINS et al., 2019).

A vegetação de POM popularmente é conhecida como “pombeiro-vermelho”, sendo descrito como pombeiral. Nesta região a altitude aproximada é de 123 m. Essa vegetação é distribuída do norte ao sudeste do Brasil e é encontrado em vários domínios fitogeográficos, incluindo Amazônia, Pantanal, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (MARQUETE & VALENTE, 2010). O Pombeiro pode atingir cerca de quatro metros e ocorre próximo a corpos d’água permanentes, em áreas sujeitas a prolongado período de inundação, podendo assim formar grandes estandes monodominantes (NUNES DA CUNHA et al., 2007; MARQUETE & VALENTE, 2010).

Com o intuito de analisar a influência dos períodos hidrológicos e seus efeitos, as coletas foram realizadas em três períodos distintos: pré-inundação, pós-inundação e seca. O período de pré-inundação foi determinado com o intuito de analisar o início das chuvas, bem como o início da inundação, ocorrendo no mês de dezembro. O período de pós-inundação representa o período após a inundação, ou seja, quando não existe mais lamina d’água no solo, ocorrendo no mês de julho. O período de seca, marcado pela estiagem, ocorreu no mês de outubro.

3.2.1 MEDIDAS DE PRECIPITAÇÃO

Os dados de precipitação foram coletados de uma estação micrometeorológica (Figura 4) (modelo WXT520, Vaisala Inc., Helsinki, Finland) instalada em uma floresta sazonalmente inundada no Pantanal, no Parque Baía das Pedras da Estância ecológica SESC Pantanal. Foi monitorado a precipitação acumulada diária (mm). Os dados foram armazenados, em intervalos de 30 minutos, em um datalogger (modelo CR1000, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA), conectado a uma bateria de 12V com uma placa solar (45 W).



Figura 4 - Estação micrometeorológica instalada no Parque Baía das Pedras no Pantanal Mato-grossense.

3.2.2 PROPRIEDADE QUÍMICA E FÍSICA DO SOLO

As coletas das amostras de solo foram realizadas com o auxílio de um trado manual com anel volumétrico de 10 cm³, sendo coletadas amostras de solos indeformadas para análise das propriedades químicas e físicas do solo. Em cada vegetação foram coletadas três amostras de solo de forma aleatória, totalizando 9 amostras por período hidrológico. As amostras foram coletadas entre os anos de 2015 a 2017, bem como em três períodos hidrológicos distintos: pré-inundação (dezembro/2015 e dezembro/2016), pós-inundação (julho/2016 e julho/2017), seca (outubro/2016 e outubro/2017). Logo após a coleta, as amostras foram encaminhadas para o laboratório Plante Certo localizado em Várzea Grande – MT.

Nas amostras foram analisados pH, fósforo (P), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), alumínio (Al^{3+}), hidrogênio (H^+), conteúdo de matéria orgânica, Carbono orgânico total (COT), Nitrogênio total (Nt) e granulometria do solo por um laboratório de análise comercial de solo (Plante Certo, Inc., Várzea Grande, Mato Grosso, Brasil).

A granulometria foi realizada pelo método da pipeta. O pH foi analisado em extratos de água destilada a partir de 1:2,5 solo/extrato, usando um medidor de pH padrão (474, Micronal, São Paulo, Brasil). O P foi analisado colorimetricamente a partir de extratos de Mehlich 1, usando um colorímetro (600s, FEMTO, São Paulo, Brasil). O K^+ foi analisado a partir de extratos de Mehlich 1, usando um fotômetro de chama (B262, Micronal, São Paulo, Brasil). O Ca^{2+} e Mg^{2+} extraível foram analisados a partir de extratos de KCl 1M, utilizando um espectrômetro de absorção atômica de chama (AA1475, Intralab, São Paulo, Brasil).

O Al^{3+} trocável foi analisado pelo método volumétrico por titulação com hidróxido de sódio, com uma bureta semi-automática, após extração do solo por KCl 1 M. A acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) foi analisada pela extração da acidez potencial de solos com solução de acetato de cálcio e titulação alcalimétrica do extrato, com uma bureta semiautomática. A matéria orgânica foi oxidada a frio, agitando-se as amostradas de solo em uma solução contendo dicromato de sódio e ácido sulfúrico, na sequência, fez-se leitura colorimétrica da cor do Cr (III), reduzido pelo carbono orgânico com um colorímetro (600s, FEMTO, São Paulo, Brasil).

O carbono orgânico total (COT) foi determinado por oxidação da matéria orgânica com dicromato de potássio na presença de ácido sulfúrico concentrado, método Walkley-Black. O nitrogênio total (Nt) foi quantificado por titulação Kjeldahl. Com os resultados das análises químicas, foram calculados os valores de soma de bases trocáveis (SB) e CTC. Todas as metodologias citadas seguiram as normas da EMBRAPA, 2009.

3.2.3 EFLUXO DE CO_2

O efluxo de CO_2 do solo foi medido por um sistema fechado formado por um analisador de gás por infravermelho (IRGA, EGM-4 Environmental Gás Monitor for CO_2 , PP Systems, Hitchin, U. K.) conectado a uma câmara de respiração do solo (SRC-

1, PP Systems, Hitchin, U. K.) (Figura 5) com 1170 cm³ que cobre 78,5 cm² de solo a cada medida expreso nas unidades CO₂ μmol m⁻²s⁻¹. O efluxo foi determinado a partir das mudanças na concentração de CO₂ no interior da câmara durante o tempo de medição.

As medidas de efluxo de CO₂ foram realizadas sob a serapilheira, em conjunto com as coletas de solo, ocorrendo nas mesmas vegetações bem como nos períodos hidrológicos. Em cada vegetação, foram coletadas medidas entre 08:00 as 10:00 horas da manhã, sendo realizado em média um ciclo de leituras contendo entre 7 a 9 medidas para cada local.

A temperatura do solo foi medida em conjunto com as com as medidas de efluxo de CO₂ no solo, utilizando-se um termômetro digital tipo haste (modelo AL-150C, Precision, USA). O termômetro foi colocado ao solo no início do ciclo das leituras, e foi retirado somente no fim da última leitura. Através dessa análise, foi possível mensurar os valores obtidos de efluxo de CO₂ no solo em cada período hidrológico e sob cada vegetação.



Figura 5- Analisador de gás por infravermelho (IRGA, EGM-4 Environmental Gás Monitor for CO₂, PP Systems, Hitchin, U. K.) conectado a uma câmara de respiração do solo (SRC-1, PP Systems, Hitchin, U. K.).

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

No presente estudo foram realizadas três diferentes análises estatísticas: Análise de variância permutativa multivariada, intervalo de confiança e correlação de Spearman. A análise de variância permutativa multivariada (Permutational Multivariate Analysis of Variance – PERMANOVA) faz com que as inferências estatísticas sejam feitas em uma configuração livre de distribuição. Utiliza-se algoritmos de permutação e acomoda efeitos aleatórios, modelos hierárquicos, modelos mistos, quantitativos, medidas qualitativas, medidas repetidas, projetos desequilibrados e/ou assimétricos e, mais recentemente, dispersões heterogêneas entre grupos (ANDERSON, 2014).

A PERMANOVA pode ser utilizada para dados paramétricos e não paramétricos pode ser usada como medida de dissimilaridade da comunidade entre os locais (YEH et al., 2015). Assim, PERMANOVA também pode ser usada para fazer ANOVA univariada, mas onde os valores p são obtidos por permutação (ANDERSON; MILLAR, 2004), evitando assim a suposição de normalidade.

Dessa forma, utilizou-se a PERMANOVA para identificar: (i) Interação do Local x Período hidrológico sobre todas as variáveis; (ii); Interação de todas as variáveis sobre o efluxo de CO₂.

Diferenças nas concentrações de nutrientes e efluxo de CO₂ foram avaliadas pela comparação entre os intervalos de confiança ($\pm 95\%$) da média calculados por estimativas de bootstrapping com 1000 interações para amostragem aleatória com substituição (Efron, B. and Tibshirani, R.J. 1993).

A correlação de Spearman foi utilizada para verificar o grau de correlação entre as variáveis físicas e químicas, bem como o efluxo de CO₂ no solo para os três tipos de vegetação (Spearman, 1904). As análises estatísticas foram realizadas no Programa R.

4 RESULTADOS

A precipitação mensal variou de 0 a 305,3 mm no período de janeiro/2015 a dezembro/2017 (Figura 6). Os maiores valores de precipitação foram observados nos meses de novembro a março, sendo a maior precipitação em janeiro/2016. O período de seca ocorreu de junho a outubro, e no mês de julho, anos de 2016 e 2017, não houve precipitação.

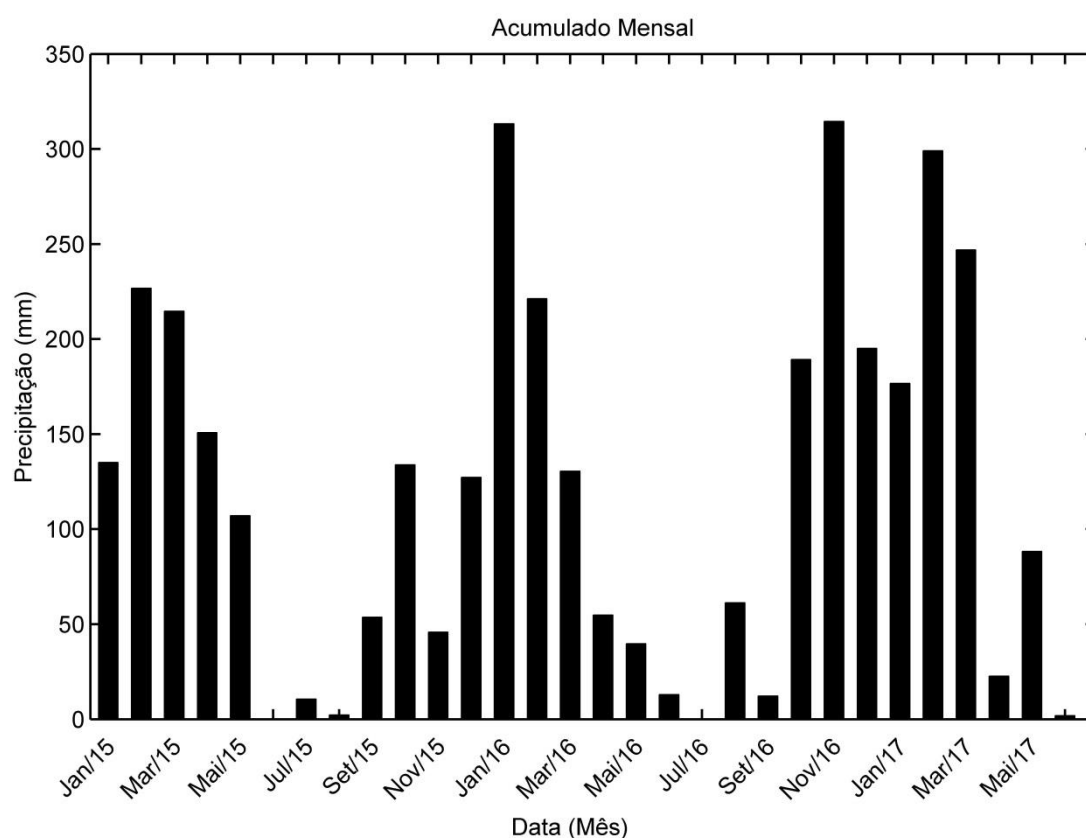


Figura 6 - Média mensal de precipitação (mm) no Norte do Pantanal Matogrossense, de janeiro/2015 a junho/2017.

De acordo com os resultados obtidos, houve interação de 70% das variáveis com o período hidrológico (tabela 1). As variáveis apresentaram interação com as vegetações, sendo aproximadamente 53% das variáveis. Aproximadamente em 35% das variáveis houve interação entre as Vegetações x Período hidrológico.

Tabela 1 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos das estações e das vegetações sobre as variáveis no Pantanal, Mato-grossense. (*) P<0,05 significativo (**) P<0,01 muito significativo (***) P<0,001 altamente significativo

Variável	Vegetações	Período hidrológico	Vegetações x Período hidrológico
Areia	0.0888	0.0024**	0.4426
Silte	0.2827	0.8274	0.5967
Argila	0.0124*	0.0436*	0.0662
Us	0.0002***	0.0002***	0.0844
Ph	0.0168*	0.0144*	0.0010**
Ts	0.1528	0.0037**	0.9856
Ca+Mg	0.0118*	0.0025**	0.0972
Al+H	0.0017**	0.0144*	0.0522
Ca	0.3853	0.0281*	0.3827
Mg	0.9728	0.2826	0.2842
Al	0.0264*	0.8236	0.4751
Nt	0.0194*	0.0450*	0.0668
P	0.0002***	0.1342	0.0041*
MO	0.9426	0.0520*	0.6716
CTC	0.4736	0.2534	0.2548
COT	0.7040	0.0510*	0.0186*
CO ₂	0.0283*	0.0170*	0.4306

De acordo com os resultados obtidos, aproximadamente 42% das variáveis apresentaram efeitos significativos, entre essas, somente uma variável apresentou efeito muito significativo sobre o efluxo de CO₂ do solo (tabela 2).

Tabela 2 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos de 17 variáveis sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso. (*) P<0,05 significativo (**) P<0,01 muito significativo (***) P<0,001 altamente significativo

Variável	Valor-p
Areia	0.7658
Silte	0.7096
Argila	0.0338*
Us	0.0021**
Ts	0.0138*
pH	0.0485*
K	0.8544
Ca	0.2836
Mg	0.2224
Al	0.3308
CaMg	0.5990
Hal	0.6914
Nt	0.0294*
P	0.0238*
MO	0.4398
CTC	0.4124
COT	0.0172*

De acordo com o triangulo textural, as três vegetações apresentaram elevado conteúdo de argila (Figura 7). A vegetação CAM foi classificada como Franca, ALG foi classificada como Franco - argilo - arenosa e o POM como Franco - arenosa.

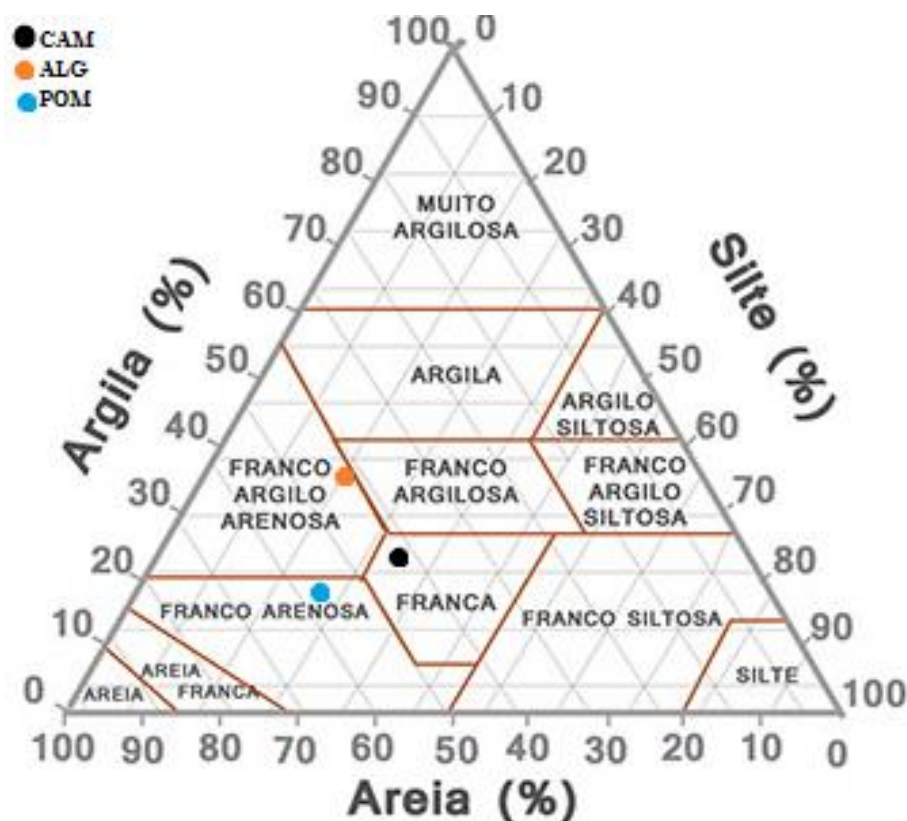


Figura 7 – Triângulo de classificação textural do solo de três vegetações no Norte do Pantanal, Mato-grossense.

A MO na vegetação de CAM foi de aproximadamente 17% superior ao ALG e 7% superior ao POM (tabela 3). Os valores obtidos de COT apresentaram resultados semelhantes ao da MO, obtendo os maiores valores no do solo CAM e POM sendo aproximadamente 26% , em ambos locais, superior ao solo do ALG. No período pós-inundação os maiores valores de COT foram no solo do CAM, sendo 10% superior ao solo do POM e 35% superior ao solo do ALG.

O solo do POM obteve valores de temperatura do solo superior no período de pós-inundação, sendo aproximadamente 1° C maior do que na vegetação de CAM e ALG respectivamente. Nos períodos de pré-inundação e seca, os resultados obtidos foram estatisticamente diferentes em todas as vegetações.

Os menores valores de Nt foram encontrados no solo do ALG, sendo aproximadamente 43% inferior aos valores encontrado no solo do CAM e POM. No período pós-inundação os maiores valores obtido foram no solo do POM sendo 36% maior que no solo do CAM e 75% superior ao solo do ALG. Foram observados também

os menores valores de P no solo do ALG, sendo aproximadamente 52% inferior aos valores encontrados no solo do CAM.

O menor valor encontrado de U_s do solo foi no período de seca (20,3%), e o maior no pós-inundação (26,6%). Esses resultados também foram observados no efluxo de CO_2 no solo, onde ocorreu diferença estatística, e menores valores foram no período de seca no solo do ALG sendo de aproximadamente $0,4 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ inferior ao CAM e $1,4 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ inferior ao POM. Contudo, as vegetações apresentaram seus maiores valores em períodos mais úmidos. O valor de efluxo de CO_2 no solo do ALG foi de aproximadamente $1 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ inferior ao CAM, e $0,7 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ inferior ao POM.

Tabela 3 - Intervalo de confiança e média anual das variáveis do solo em diferentes períodos hidrológicos no Pantanal Mato-grossense

Variável		CAM				ALG				POM			
		Média	Pré-inundação	Pós-Inundação	Seca	Média	Pré-inundação	Pós-Inundação	Seca	Média	Pré-inundação	Pós-Inundação	Seca
Areia	g/kg	239±19,40	219,6 ±31,2	299,6±11,9	197,7±33	317±26,40	139,5±17,7	628,9±31,6	183,3±21,8	179±25,50	92,6± 22	175,6±29,5	269±27,5
Silte	g/kg	296,3±13,21	327±24,6	283,5±5,7	278±24	202,3±8,72	217,8 ±15,2	149,2±4,0	240,7±17,9	236,4±12,81	248,7±15,8	239,9±11,2	220,7±10,4
Argila	g/kg	468,7±10,10	453,3± 12,7	406,8±7,2	546±10,6	473,3±14,54	631,6±7,8	212,2±11	576±21,3	584,8±7,58	659±11	585,3±5	510±10,6
Us	%	23,70±1,32	23,5±0,7	25,5±1,8	20,3±1,15	23,84±1,0	23,7±1,3	25,2±1,4	21±1,03	23,77±1,31	22,0±1,16	26,6±0,8	20,3±0,8
pH	H ₂ O	5,21±0,13	5,4±0,15	5,0±0,05	5,5±0,13	5,09±0,10	5,25±0,1	4,7±0,2	5,5±0,15	5,08±0,07	5,0±0,6	5,1±0,07	5,08±0,07
Ts	°C	24,6±0,2	26,8±0,3	22,9±0,1	25,4± 0,2	24,0±0,3	25,4±0,3	21,9±0,2	24,4± 0,2	23,8±0,2	22,7±0,2	22,4±0,1	26± 0,2
Ca+Mg	Cmolc/dm ³	7,80±0,60	7,2±0,70	7,3±0,75	8,5±0,4	9,26±0,80	11,07±0,83	5,6±0,7	9,3±0,8	9,50±1,04	10,4±2,5	11,2±0,31	7,75±0,6
Al+H	Cmolc/dm ³	6,65±0,45	7,8±0,61	7,3±0,3	5,5±0,6	9,33±1,1	9,80±1,07	8,3±1,15	9,7±1,5	7,46±0,85	7,15±1,4	9,15±0,5	6,5±1,15
Ca	Cmolc/dm ³	5,37±0,44	5,03±0,51	5,2±0,5	5,8±0,4	6,87±0,60	9,21±0,73	4,4±0,42	7,0±0,6	6,60±0,88	7,06±1,04	7,7±0,4	5,5±0,4
Mg	Cmolc/dm ³	0,36±0,03	0,34±0,02	0,40±0,01	0,4±0,04	0,37±0,05	0,40±0,04	0,2±0,02	0,5±0,07	0,34±0,04	0,30±0,02	0,4±0,06	0,4±0,03
Al	Cmolc/dm ³	2,41±0,25	2,17±0,34	2,21±0,3	2,7±0,2	2,39±0,25	3,6±0,22	1,2±0,3	2,3±0,3	2,90±0,28	3,35±0,5	3,5±0,2	2,2±0,2
Nt	%	0,48±0,09	0,38±0,08	0,5±0,15	0,5±0,07	0,35±0,04	0,32±0,02	0,2±0,04	0,5±0,05	0,50±0,08	0,25±0,02	0,78±0,2	0,5±0,06
P	mg/dm ³	20,90±2,64	26,2±5,29	20,2± 3,2	17±2,12	10,12±1,65	9,50±1,20	11,7±2,5	9,5±2,05	13,27±2,82	6,89±2,35	8,0±1,7	21,0±4,2
K	mg/kg	0,36±0,03	0,34±0,02	0,4±0,01	0,4±0,04	0,37±0,05	0,40±0,04	0,2±0,03	0,5±0,07	0,34±0,04	0,30±0,02	0,4±0,06	0,36±0,03
MO	g/Kg	83,56±10,22	56,4±3,9	67,6±3,3	35,6±2,04	69,03±6,10	51,4±2,10	36,6±1,6	61,75±2,50	77,03±8,56	49,6±1,3	74,5±3,1	42,3±2,80
COT	g/Kg	43,50±9,64	34,0±1,4	37,2±3,3	12,7±2,01	32,14±3,74	24,2±2,25	18,5±2,3	33,3±1,3	43,81±7,09	26,3±1,5	34,2±4,0	34,2±4,0
CTC	-	8,15±3,88	7,5±2,16	7,7±0,76	8,8±0,4	9,63±1,32	13,23±2,33	5,8±0,55	9,8±1,2	9,85±1,64	10,7±1,8	11,6±0,05	11,6±0,05
CO ₂	μmol m ⁻² s ⁻¹	5,25±0,26	5,8±0,2	5,63±0,2	4,3±0,3	4,28±0,16	4,33±0,1	4,3±0,2	3,9±0,2	5,0±0,13	5,4±0,15	5,3±0,2	5,3±0,2

Os resultados obtidos na análise de correlação de Spearman indicaram que no solo do CAM ocorreram 17 interações entre as variáveis (tabela 4). Dentro dessas interações, 25% apresentaram resultados negativos, indicando que algumas variáveis estão sendo influenciadas de forma inversamente proporcional.

Tabela 4 – Correlação de Spearman no solo do CAM para as propriedades químicas e físicas do solo no Pantanal Mato-grossense. (*) P<0,05 significativo (**) P<0,01 muito significativo (***) P<0,001 altamente significativo

	Areia	Silte	Argila	Us%	pH	MO	COT	CTC	Nt	P	K	Mg	Ca+Mg	Ca	Al	H+Al
Areia	1															
Silte	-0,542	1														
Argila	-0,313	-0,578	1													
Us%	0,042	-0,437	0,409	1												
pH	0,451	0,371	-0,823***	-0,557	1											
MO	0,143	0,093	-0,309	-0,016	0,377	1										
COT	0,045	-0,102	0,002	0,206	0,053	0,729*	1									
CTC	0,205	-0,704**	0,626*	0,335	-0,428	-0,166	0,131	1								
N total	0,287	-0,576	0,428	0,353	-0,269	0,101	0,539	0,336	1							
P	0,018	0,187	-0,311	-0,418	0,434	0,395	-0,069	-0,185	-0,494	1						
K	0,355	-0,129	-0,237	0,220	-0,050	0,111	0,162	0,192	0,114	-0,224	1					
Mg	0,354	-0,129	-0,237	0,220	-0,050	0,111	0,162	0,192	0,114	-0,224	0,875***	1				
Ca+Mg	0,193	-0,704**	0,636*	0,330	-0,429	-0,170	0,126	0,040	0,335	-0,179	0,162	0,162	1			
Ca	0,193	-0,657*	0,611*	0,284	-0,351	-0,125	0,193	0,879***	0,371	-0,194	0,118	0,118	0,881***	1		
Al	0,184	-0,721**	0,624*	0,376	-0,519	-0,229	0,006	-0,848**	0,247	0,639*	0,220	0,220	0,847***	-0,865**	1	
H+Al	0,035	0,204	-0,428	-0,190	0,453	0,447	0,066	-0,461	-0,302	0,344	-0,148	-0,148	-0,459	-0,459	-0,419	1
CO ₂	0,055	-0,474	0,331	0,381	-0,238	0,127	0,329	0,309	0,306	0,123	0,045	0,045	0,309	0,317	0,270	0,207

Os resultados obtidos na análise de correlação de Spearman indicaram que no solo do ALG ocorreram 36 interações entre as variáveis (tabela 5). Dentro dessas interações, 36,11% apresentaram resultados negativos, indicando que algumas variáveis estão sendo influenciadas de forma inversamente proporcional.

Tabela 5 – Correlação de Spearman no solo do ALG para as propriedades químicas e físicas do solo no Pantanal Mato-grossense.

(*) P<0,05 significativo (**) P<0,01 muito significativo (***) P<0,001 altamente significativo

	Areia	Silte	Argila	Us%	pH	MO	COT	CTC	Nt	P	K	Mg	Ca+Mg	Ca	Al	H+Al
Areia	1															
Silte	-0,714**	1														
Argila	-0,889***	0,633*	1													
Us%	-0,440	0,267	0,460	1												
pH	0,617*	-0,550	-0,588	-0,398	1											
MO	-0,618*	0,457	0,618*	0,519	-0,465	1										
COT	-0,442	0,434	0,402	0,395	-0,646*	0,709**	1									
CTC	-0,785**	0,439	0,780**	0,069	-0,199	0,350	0,177	1								
N total	-0,443	0,460	0,397	0,371	-0,725**	0,592	0,848***	0,105	1							
P	0,430	-0,396	-0,410	-0,033	0,279	0,119	0,203	-0,453	0,136	1						
K	-0,667*	0,461	0,644*	0,347	-0,683*	0,675*	0,781**	0,512	0,715**	-0,216	1					
Mg	-0,667*	0,461	0,644*	0,347	-0,683*	0,675*	0,781**	0,512	0,715**	-0,216	0,267	1				
Ca+Mg	-0,773**	0,428	0,769**	0,055	-0,173	0,327	0,146	0,899***	0,075	-0,454	0,479	0,479	1			
Ca	-0,703**	0,418	0,687*	-0,049	-0,159	0,241	0,160	0,819***	0,071	-0,459	0,468	0,468	0,882***	1		
Al	-0,822***	0,390	0,847***	0,287	-0,182	0,479	0,090	0,897***	0,072	-0,375	0,435	0,435	-0,898***	0,797**	1	
H+Al	-0,465	0,083	0,506	0,240	-0,363	0,218	0,142	0,294	0,133	-0,063	0,308	0,308	0,287	0,234	0,367	1
CO ₂	-0,314	0,121	0,305	-0,091	-0,456	0,189	0,191	0,336	0,270	-0,423	0,395	0,395	0,325	0,367	0,183	0,151

Os resultados obtidos na análise de correlação de Spearman indicaram que no solo do POM ocorreram 21 interações entre as variáveis (tabela 6). Dentro dessas interações, 19% apresentaram resultados negativos, indicando que algumas variáveis estão sendo influenciadas de forma inversamente proporcional.

Tabela 6 - Correlação de Spearman no solo do POM para as propriedades químicas e físicas do solo no Pantanal Mato-grossense.

(*) P<0,05 significativo (**) P<0,01 muito significativo (***) P<0,001 altamente significativo

	Areia	Silte	Argila	Us%	pH	MO	COT	CTC	Nt	P	K	Mg	Ca+Mg	Ca	Al	H+Al
Areia	1															
Silte	-0,718**	1														
Argila	-0,897***	0,599	1													
Us%	0,473	-0,533	-0,424	1												
pH	0,606*	-0,419	-0,603*	0,140	1											
MO	0,147	-0,121	-0,137	0,034	0,199	1										
COT	0,324	-0,188	-0,325	-0,030	0,279	0,902***	1									
CTC	-0,585	0,141	0,643*	-0,374	-0,055	0,468	0,291	1								
N total	0,314	-0,094	-0,336	-0,023	0,168	0,848***	0,944***	0,140	1							
P	0,406	-0,185	-0,425	0,500	0,134	0,116	0,060	-0,420	0,133	1						
K	0,129	0,014	-0,147	0,115	-0,037	0,800***	0,681*	0,192	0,677*	0,399	1					
Mg	0,129	0,014	-0,147	0,115	-0,037	0,800***	0,681*	0,192	0,677*	0,399	0,963***	1				
Ca+Mg	-0,590	0,141	0,649*	-0,378	-0,054	0,450	0,275	0,860***	0,123	-0,431	0,168	0,168	1			
Ca	-0,500	0,070	0,561	-0,311	0,052	0,512	0,324	0,885***	0,165	-0,336	0,238	0,238	0,983***	1		
Al	-0,715**	0,275	0,764**	-0,477	-0,271	0,271	0,143	-0,256	0,023	-0,585	0,002	0,002	-0,725**	0,841	1	
H+Al	-0,090	-0,190	0,147	-0,262	-0,079	0,427	0,370	0,523	0,281	-0,407	0,115	0,115	0,523	0,533	0,444	1
CO ₂	0,560	-0,590	-0,512	0,216	0,045	-0,278	-0,156	-0,492	0,198	0,079	-0,220	-0,220	-0,489	-0,468	-0,478	0,218

5 DISCUSSÃO

Os menores registros de precipitação no intervalo de junho e outubro estão de acordo com os resultados de Machado et al. (2015). A inundação foi provavelmente provocada por chuvas locais devido à textura predominante de argila do solo e pouca variação da cota topográfica. Os locais com menor cota topográfica provavelmente permaneceram por mais tempo com lamina d'água (FANTIN- CRUZ et al., 2010; SANCHES et al., 2011)

Na área de estudo, a diferença encontrada de umidade do solo pode estar ligada as mudanças observadas na textura do solo, com predominância de argila. A argila, por ser rica em microporos, impede o escoamento da água, dificulta infiltração e retém a Us por mais tempo do que solos arenosos (ANTUNES et al., 2012; CORINGA et al., 2012; CORINGA et al., 2014; MELLO et al., 2015). Isso indica que a umidade do solo no período pré e pós-inundação, sem saturação do solo, não se encontram somente atreladas a inundação, mas sim a capacidade de reter água, variando entre os locais.

Diferenças observadas na variação de CO₂ entre as vegetações e períodos hidrológicos, apresentaram correlação com textura do solo. Essas diferenças provavelmente estão ligadas a característica argilosa do solo, do qual ao favorecer a retenção de umidade, torna propício o meio para o desenvolvimento de raízes e microorganismos (LIMA et al., 2011; JOHNSON et al., 2013; MELLO et al., 2015).

Entretanto, o conteúdo de argila no solo pode dificultar o escoamento superficial da água, fazendo com que ocorra grande aumento da umidade do solo. Dessa forma, os poros do solo passam a ser preenchidos, quase que em sua totalidade, por água (LIMA et al., 2011; CORINGA et al., 2012; NASCIMENTO et al., 2013). Nesse processo o ambiente deixa de ser aeróbico, com presença de O₂, se tornando um ambiente anaeróbico. Essa condição impede o desenvolvimento dos microorganismos aeróbicos, pois os mesmos necessitam de energia, em forma de O₂, para o seu desenvolvimento (KIM et al., 2012; PEZESHKI & DELAUNE, 2012; JOHNSON et al., 2013).

Em situações de solos com grande quantidade de textura arenosa, o processo pode ser inverso. No geral esses solos são ricos em macroporos, fazendo com que a capacidade de retenção de água seja inferior, em comparação com solos argilosos. Ou

seja, os mesmos possuem grande capacidade de escoamento e baixa capacidade de retenção de água (CORINGA et al., 2012; ANTUNES et al., 2012; CORINGA et al., 2014).

Nesse estudo, na vegetação de ALG, foram observados em alguns períodos aumento no teor de areia. Esse aumento está provavelmente correlacionado com o uso do solo por máquinas e pisoteio de gado. Estas ações, ao influenciarem na textura do solo, colaboram para a modificação de outras variáveis (ANTUNES et al., 2012; CORINGA et al., 2012; CORINGA et al., 2014). Destaca-se que a vegetação de ALG apresentou os menores valores de efluxo de CO₂, podendo os mesmos estarem correlacionados com a alteração na textura do solo, bem como retenção de umidade (LIMA et al., 2011; NASCIMENTO et al., 2013; MELLO et al., 2015)

As ações antrópicas podem influenciar, direta ou indiretamente, na capacidade de reter Carbono no solo (KIM et al., 2012). Em vegetações como o ALG, a poda ocorre pelo menos uma vez ao ano, fazendo com que o solo fique exposto. A exposição do solo favorece as trocas de energia, fazendo com que o fluxo de calor do solo aumente (ANGELINI et al., 2017). Em algumas pesquisas foram observadas correlações positivas com o aumento da temperatura, entretanto esse fato só ocorre quando existem condições ideais de umidade no solo (LATHUILLIÈRE et al., 2017).

Contudo, dificilmente será possível associar a modificação de uma variável exclusivamente com a outra. No Pantanal as pesquisas sobre acúmulo de Carbono no solo vêm ganhando grande enfoque, pois por se tratar de um sistema aberto, os sedimentos depositados no solo podem advir de diferentes e diversos tipos de fontes. Essa característica sedimentar faz com que haja interação de diversos locais e variáveis no meio (VOURLITIS et al., 2011; MELLO et al., 2015; VOURLITIS et al., 2015). Diante disso, a modificação na textura do solo nem sempre será o único fator limitante, porém sua alteração, seja pela ação antrópica e/ou inundação, promoverá mudanças em outras variáveis, bem como no acúmulo de Carbono no solo (CORINGA et al., 2012; MELLO et al., 2015; VOURLITIS et al., 2015).

As diferenças geográficas podem ser fator limitante e indicativo do tempo de inundação de um local para outro. Dessa forma, fica evidente a complexidade que envolve o processo de avaliação do balanço de Carbono. A modificação dos valores de

emissão de CO₂ pode estar estreitamente ligada a relação espaço x tempo, fatores geográficos e ambientais (KIM et al., 2012; LATHUILLIÈRE et al., 2017)

No geral os solos do Pantanal são fontes sumidoras de CO₂. O acúmulo de Carbono é favorecido pelos longos períodos de inundação, bem como pela estrutura do solo que favorece a retenção da matéria orgânica (VOURLITIS et al., 2011; VOURLITIS et al., 2012; MELLO et al., 2015). A fração biológica, composta por microorganismos, atua na fração de argila, funcionando no processo de síntese e decomposição. Essa fração biológica contribui para a fixação de nitrogênio no solo, supressão de doenças de plantas, no fornecimento de nutrientes para o solo e na produção de compostos bioativos, vitaminas e hormônios de crescimento (CHÁVEZ et al., 2011; BISHT et al., 2014; PEDROSA et al., 2015).

A contribuição dos microorganismos na fixação de nitrogênio é de suma importância, porque solos inundados apresentam condições propícias a perdas de nitrogênio por vários mecanismos, especialmente por desnitrificação do NO³⁻ a N₂ (CARDOSO et al., 2010; VOURLITIS et al., 2011; VOURLITIS et al., 2012; VOURLITIS et al., 2014). Em condições de inundação, as perdas de nitrogênio por desnitrificação nos solos podem ser muito altas se houver NO³⁻ disponível. Porém, parte do N-NO³⁻ pode ser reduzido a amônio (NH⁴⁺), absorvido por microorganismos ou incorporado à matéria orgânica do solo antes de ser reduzido a N₂. (BROWN, 2010; CHÁVEZ et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2011; PEDROSA et al., 2015).

Diante disso a ação microorganismos auxilia o crescimento inicial de várias espécies vegetais e melhora a captação de nutrientes da planta, já que aumenta a área de absorção de nutrientes das raízes (CHÁVEZ et al., 2011; PEDROSA et al., 2015). Os microorganismos podem ser utilizados como sensíveis bioindicadores indicando o estado do ecossistema, bem como a qualidade do solo, sendo sensíveis a fatores bióticos e abióticos. Destaca-se que eles representam o componente viva da matéria orgânica, dessa forma alterações de sedimentos depositados influenciam diretamente as transformações de carbono no solo (CHÁVEZ et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2011).

É importante destacar que a quantidade CO₂ emitido pelo solo, é um indicativo de atividade microbiana e do estágio final de decomposição da matéria orgânica (BROWN, 2010; CHÁVEZ et al., 2011). Além disso, a respiração do solo também funciona como um indicativo de nutrientes e na fertilidade do solo, tendo em vista que parte deles está

presente no solo e/ou encontram-se na matéria orgânica, só sendo liberados durante decomposição (CARDOSO et al., 2010; VOURLITIS et al., 2011; CORINGA et al., 2012; CORINGA et al., 2014; LATHUILLIÈRE et al., 2017).

A dinâmica de carbono no solo, bem como as alterações no efluxo de CO₂, está relacionada ao uso do solo e as condições ambientais locais. Os teores de carbono possuem estreita relação com o tipo de vegetação presente no local, tendo em vista que através de produtos gerados pela fotossíntese (galhos e folhas) o carbono entra no solo (SILVA & MENDONÇA, 2007; BISWAS et al., 2012; BISHT et al., 2014). Dessa forma, os maiores valores de efluxo encontrados nesse estudo, foram na vegetação de CAM, podendo estar correlacionada ao aumento no conteúdo de matéria orgânica, do qual, provavelmente, proporcionou maior entrada de carbono no solo. Destaca-se que a serapilheira depositada, é de grande importância, pois pode contribuir de 18 a 48% com a respiração global do solo (HAN et al., 2015; ZHAO et al., 2016).

O potencial da vegetação no sequestro de carbono é de suma importância, obtendo como subprodutos a decomposição de nutrientes, sendo fundamental na regularização dos fluxos de energia (LI, et al., 2014; ZHAO et al., 2016). Entretanto esses processos podem ser modificados pela interação com outras variáveis tais como: (i) atividade microbiana; (ii) condições climáticas e; (iii) natureza da composição da matéria orgânica sobre o solo (BARGALI et al., 2015).

Em um ecossistema a estabilidade depende da transferência ordenada de nutrientes entre os componentes vivos (microorganismos) e não vivos (sedimentos, serrapilheira) (BRADFORD et al., 2016). Nutrientes que se encontram estocados na biomassa da floresta retornam ao solo da floresta através da queda de serapilheira e subsequente decomposição, podendo ser lixiviado pela água percolada (VOURLITIS et al., 2011; BISHT et al., 2014; BARGALI et al., 2015; VOURLITIS et al., 2015). A decomposição da matéria orgânica e os processos de mineralização são responsáveis por praticamente todos os nutrientes absorvidos pela vegetação (MUOGHALU & ODIWE, 2011).

Solos com diferentes composições arbóreas necessitam de diferentes quantidades de nutrientes, dos quais uma fração é devolvida pela própria vegetação. Contudo, áreas úmidas decompõem a matéria orgânica de forma mais rápida, emitindo maior quantidade de CO₂, em comparação a outros ecossistemas. Enquanto que em regiões mais secas as

raízes se decompõem mais rapidamente (MUOGHALU & ODIWE, 2011; BRADFORD et al., 2016). Ou seja, algumas variáveis como a umidade, temperatura, precipitação, inundação e o pH do solo, juntamente com a composição de espécies microbianas e vegetais decidem a taxa de decomposição, bem como os valores de emissão de CO₂ (RAWATET et al., 2010; MUOGHALU & ODIWE, 2011; BRADFORD et al., 2016).

A decomposição é fortemente mediada por regimes climáticos (BRADFORD et al., 2016). Os valores de temperatura podem proporcionar maior e/ou menor taxa de decomposição. Em geral, temperaturas elevadas podem favorecer a atividade microbiana do solo. Contudo, temperaturas abaixo de 10° C e baixa ou elevada umidade no solo (acima de 80%) são fatores limitantes e inibidores da decomposição (PRESCOTT, 2010; RAWATET et al., 2010). Porém a composição das espécies vegetais e a estrutura do ecossistema podem influenciar a qualidade do carbono orgânico depositado, por sua vez, a taxa de decomposição (DJUKIC et al., 2018).

O processo de decomposição do carbono orgânico do solo é conduzido por fatores específicos, dos quais podem estar relacionados à abundância e exigência dos decompositores presente no solo. Diante disso a disponibilidade desses decompositores é parcialmente determinada por espécies arbóreas e propriedades do solo (ROTTMANN et al. 2010; DJUKIC et al., 2018). Diferentes espécies de vegetações arbóreas possuem diferentes taxas de decaimento, muitas vezes dependentes do nutriente inicial e conteúdo de carbono presente no solo (MASCHA et al., 2010; DJUKIC et al., 2018). As espécies arbóreas podem afetar o processo de decomposição através da qualidade das folhas e galhos que caem, bem como pela sua fenologia podendo apresentar condições específicas (APONTE et al., 2012).

Algumas espécies arbóreas também podem alterar as taxas de decomposição, indiretamente através de efeitos sobre condições ambientais. Em alguns casos, a modificação/substituição da vegetação podem induzir mudanças na fertilidade do solo, microclima, fauna e nas comunidades microbianas no solo, alterando assim o processo de decomposição (VOURLITIS et al., 2011; APONTE et al., 2012; LATHUILLIÈRE et al., 2017). Além dessas modificações já citadas, nota-se que em algumas vegetações pode ocorrer mudanças nos fatores biótico e abióticos. Essas alterações significativamente diferente entre as vegetações, têm sido comumente relacionadas a distintas qualidade do substrato com as proporções C:N e N:P da matéria orgânica. A

relação C:N indica a disponibilidade de carbono e nitrogênio no solo através da assimilação, mineralização, desnitrificação e decomposição da matéria orgânica (VOURLITIS et al., 2011; APONTE et al., 2012; MELLO et al., 2015; VOURLITIS et al., 2015).

A presença de C e N orgânicos pode ser afetada pelo tipo de vegetação arbórea, sua monodominância, idade e propriedades do solo (VOURLITIS et al., 2011; MELLO et al., 2015). No geral o solo de uma floresta atinge um estado estacionário quando a relação C:N atinge 10, e nesse nível a liberação de nutrientes é rápida. As florestas em geral têm maior influência nas condições do solo, pois possuem maior desenvolvimento, menor exposição do solo indicando temperatura moderada e boa umidade na superfície (VOURLITIS et al., 2011; APONTE et al., 2011; APONTE et al., 2012; SARIYILDIZ et al., 2015).

A quantidade de nutriente presente no solo, principalmente N e P, bem como a umidade do solo, são considerados elementos que favorecem as taxas de decomposição (APONTE et al., 2012). Valores elevados de N no solo são indicadores de maior taxa de decomposição, ou seja, favorecem as atividades microbianas. As diferenças na disponibilidade de nutrientes podem estar associadas a padrões distintos. Assim, dinâmicas diferentes de acordo com o elemento químico, podem apresentar comportamentos distintos em ecossistemas inundados (VOURLITIS et al., 2011; APONTE et al., 2011; APONTE et al., 2012; SARIYILDIZ et al., 2015).

Ao se tratar do elemento P é fundamental destacar o seu papel na atuação e controle de plantas invasoras (PELIZZA, 2007). Desta forma, havendo maior oferta de P na superfície do solo, os microrganismos são beneficiados podendo imobilizar maior quantidade deste elemento na forma de biomassa microbiana (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). A quantidade desse elemento é diretamente influenciada pelo tipo de cobertura do solo, e pelas modificações impostas pelo manejo (MATOS et al., 2006).

Diante disso, o P é considerado limitante no desenvolvimento de plantas, bem como é um dos principais componentes estruturais das células e também em componentes metabólicos móveis. Em solos hidromórficos, a biomassa microbiana atua como reservatório de P, impedindo que parte deste elemento incorporado no solo se transforme em formas menos disponíveis (MATOS et al., 2006; MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; VILLANI, 2003). Dessa forma, mudanças na cobertura arbórea e

conteúdo de matéria orgânica ocasionariam menor mineralização, perca de P no solo, e consequentemente alterariam a emissão de CO₂ e o balanço de C no solo.

A qualidade de sedimentos depositados sob o solo, diferentes condições ambientais e os efeitos simultâneos das vegetações na decomposição, podem causar resultados positivos nas interações entre o material orgânico-decomposição. Essa interação pode proporcionar um aumento da taxa de decomposição (APONTE et al., 2012; SARIYILDIZ et al., 2015; VOURLITIS et al., 2015). Entretanto a associação de processos de ciclagem de carbono e o efeito ambiental das espécies arbóreas no processo de mineralização ainda são pouco explorados, fazendo com que o processo ainda permaneça incerto.

Dessa forma, diferenças no processo de ciclagem de carbono produzidas pela vegetação podem ser modificadas pelas suas interações biogeoquímicas. Algumas interações podem contribuir para a modificação dos sedimentos depositados bem como para a acidez local, modificando assim o pH (GAIROLA et al., 2012). Durante o período de inundação, os poros do solo se encontram preenchidos totalmente com água, impedindo assim a respiração aeróbica. A falta de oxigênio faz com que a respiração aeróbica seja substituída pela anaeróbica, onde os microorganismos passam a utilizar compostos oxidados (PEZESHKI & DELAUNE, 2012; CARVALHO et al., 2013).

O acúmulo de CO₂, decorrente da respiração, faz com que ocorra modificação do pH do meio. Ou seja, redução do pH pode ser atribuída ao acúmulo e subsequente decomposição lenta da matéria orgânica. Em geral, mudanças no pH influenciam o fornecimento de nutrientes para as plantas devido a alteração nas taxas de mineralização da matéria orgânica (GAIROLA et al., 2012; BARGALI et al., 2015; VOURLITIS et al., 2015).

Diversos fatores envolvem o balanço de C em áreas inundadas devido a alternância de fases aeróbicas e anaeróbicas. Um aumento na fase aeróbica implica em menores valores emitidos de CO₂, porém maior acúmulo de C no solo (DALMAGO et al., 2018; PINTO JR et al., 2018). Em condições anaeróbicas, com o solo totalmente saturado, a emissão de CO₂ é nula, entretanto, o aumento desse período colabora para um acúmulo superior de C em relação a estação seca (VOURLITIS et al., 2017; DALMAGO et al., 2019).

Diante disso, em regiões úmidas como o Pantanal, o balanço de carbono encontram-se estreitamente relacionado aos processos biogeoquímicos, que por sua vez interagem e são sensíveis a fatores climáticos (JUNK, 2013; DALMARGO et al., 2019). Modificações nos padrões de precipitação (escassez) e aumento de temperatura durante a estação seca, interagem de maneira significativa com a microbiota do solo, bem como na alteração de emissão de CO₂. Nesse cenário, o desenvolvimento e crescimento das vegetações podem ser fortemente reduzidos, devido às condições de limitação da água, levando a maior acúmulo de C no solo (MELLO et al., 2015; VOURLITIS et al., 2017; DALMARGO et al., 2018).

Assim, o acúmulo de C em áreas úmidas é extremamente complexo, envolvendo diversas interações como os processos fotossintéticos e respiratórios que regulam o acúmulo de C no solo, sendo ambos dependentes das condições ambientais (PETRESCU et al., 2015). Nesse cenário as vegetações arbóreas, envolvidas no processo, obtêm diferentes respostas de acordo com a fenologia bem como com as condições hidrológicas (DALMARGO et al., 2013; DALMARGO et al., 2016; DALMARGO et al., 2019). O fato de algumas vegetações iniciarem a produção de folhas durante a estação seca é uma forte indicação de que eles são capazes de usar a água do solo em camadas mais profundas (SANCHES et al., 2011; DALMARGO et al., 2013).

Na pesquisa de Lathuillière et al. (2017) foram observados comportamentos semelhantes aos observados neste estudo, ocorrendo modificação na concentração de Carbono no solo antes e após o período de inundação. Os menores valores de emissão de CO₂ foram observados no período de seca, onde os mesmos associaram que as vegetações, em condições de escassez de água, passam a conter gastos energéticos, diminuindo suas taxas fotossintéticas. Outras modificações na emissão de CO₂ foram associadas a alternância de fase aeróbica e anaeróbica. Os autores relataram a redução nos valores de efluxo de CO₂, sendo ocasionada por condições anóxicas, do qual provavelmente propiciou a formação de CH₄ por metanogênese. Entretanto, os autores ressaltam que essa condição requer estudos futuros para a sua comprovação.

Lathuillière et al. (2017) descreveram que durante o período de seca, o acúmulo de C no solo é evidente pois a respiração diminui neste período. Após esse período, com

o início das chuvas, ocorre o aumento de umidade do solo, favorecendo a microbiota e consequentemente aumentando emissão de CO₂ devido à grande presença de C retido.

No período de seca, algumas vegetações para evitar a perda de água, perdem suas folhas e contêm os gastos energéticos para nova produção. Este fato favorece o acúmulo de serapilheira no solo, entretanto, nesse período existe baixa umidade, o que inibe em partes a atividade microbiana, e como consequência, ocorre maior acúmulo de C e menor emissão de CO₂ (PEREIRA et al., 2016; PINTO-JUNIOR et al., 2018). O acúmulo de C nesse período possui também grande influência no albedo de superfície, uma vez que a coloração das folhas caídas influenciam na energia que será absorvida e refletida pela superfície (NOVAIS et al., 2015; NOVAIS et al., 2016; ANGELINI et al., 2017; PEREIRA et al., 2018).

É notório que o aumento da respiração do solo ocorra no fim do período de seca, após o início das primeiras chuvas, onde os poros passam a ser preenchidos com umidade adequada (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; CARVALHO et al., 2013). Ou seja, resulta no preenchimento dos poros do solo que estavam secos, ocasionando a expulsão do CO₂ acumulado nos espaços, aumentando as taxas de emissão instantaneamente, como acontece nas primeiras chuvas (PEREIRA et al., 2016; VOURLITIS et al., 2017; PINTO-JUNIOR et al., 2018). Contudo, o aumento do teor de água no solo desencadeia o surgimento de novas folhas e ramos, o que maximiza o ganho de C aumentando as taxas de assimilação do C no solo por plantas no início da estação chuvosa (DALMOLIN et al., 2015). Este resultado demonstra a complexidade e importância no equilíbrio C em florestas sazonalmente inundadas.

Na pesquisa de Silva et al. (2017) realizada no Pantanal Mato-grossense, em uma floresta de *Vochysia divergens* Pohl foram observados correlação do efluxo de CO₂ de acordo com a Temperatura e umidade solo, seguindo o padrão de precipitação. Ainda foi verificado que o período de inundação durou aproximadamente 7 meses, e após o esse período a umidade do solo ficou entre 32% a 4% na seca. O efluxo de CO₂ acompanhou a dinâmica de umidade e temperatura, obtendo os menores valores no período de seca. Resultados semelhantes foram encontrados nesta pesquisa indicando correlação significativa para a variável Us e Ts.

Silva et al. (2017) atribuíram que variáveis como Us e Ts, favorecem a atividade microbiana do solo. Em escala temporal, a temperatura do solo e a umidade do solo são descritos pela literatura como os fatores abióticos com maior influência sobre a

respiração do solo em diversos ecossistemas (SMITH et al., 2003; RETH et al., 2005; SOE; BUCHMANN, 2005; BUTLER et al., 2012). Estes fatores são determinantes na emissão de CO₂, em decorrência das reações químicas de decomposição da matéria orgânica. Dessa forma, o processo de difusão deste gás que sai do solo para atmosfera, tende também uma grande influência na emissão de outros gases do solo para atmosfera (KANG et al., 2003; FURTADO NETO et al., 2013; ROTTMANN et al. 2010; DJUKIC et al., 2018).

Muitos questionamentos ainda permanecem abertos com relação aos efeitos do uso de coberturas no que diz respeito à qualidade do solo e balanço de C em áreas úmidas. Em especial a condições que se referem à compartimentalização de nutrientes na forma de biomassa microbiana nas condições aeróbica x anaeróbica. Os sistemas orgânicos de produção dependem da atividade microbiana para mineralização e ciclagem dos nutrientes, bem como respiração do solo. É importante ressaltar que, em um sistema aberto, existe uma complexidade muito grande para as relações entre as variáveis, onde uma variável pode influenciar diversas outras. Portanto, a grande quantidade de relações diretas e indiretas entre as variáveis medidas neste estudo dificulta a total compreensão dos mecanismos de controle do efluxo de CO₂ do solo.

6 CONCLUSÃO

Houve dinâmica sazonal do efluxo de CO₂ no solo nos períodos hidrológicos, onde os menores valores encontrados foram no período de seca. As alterações observadas nos valores de CO₂ durante o período de pré-inundação e pós-inundação foram em decorrência do preenchimento parcial dos poros com água. O balanço de carbono encontra-se estreitamente relacionado aos processos biogeoquímicos, que por sua vez interagem e são sensíveis a fatores climáticos. Modificações nos padrões de precipitação (escassez) e aumento de temperatura durante a estação seca, interagem de maneira significativa com a microbiota do solo, contribuindo na alteração de emissão de CO₂.

As vegetações interagiram de forma significativa nos valores encontrados de efluxo de CO₂ no solo. As diferentes respostas das vegetações, com relação aos períodos hidrológicos, contribuíram para interação nos valores obtidos de efluxo tais como: diferença de altitude (tempo de inundação), fenologia, pH e diferenças de nutrientes. A qualidade de sedimentos depositados sob o solo, diferentes condições ambientais e os efeitos simultâneos das vegetações na decomposição, pode causar resultados positivos nas interações entre o material orgânico-decomposição. Nesse cenário, o desenvolvimento e crescimento das vegetações podem ser modificados devido às condições de limitação da água, como consequência, ocorrem alterações no acúmulo de C e emissão de CO₂.

A quantidade de nutriente presente no solo, principalmente N e P, bem como a umidade e temperatura do solo, foram elementos que propiciaram a modificação nos valores de efluxo de CO₂. Valores elevados de N no solo são indicadores de maior taxa de decomposição, ou seja, favorecem as atividades microbianas. As diferenças na disponibilidade de nutrientes podem estar associadas a padrões e comportamentos distintos em ecossistemas inundados. Nesse cenário, os fatores bióticos e abióticos contribuíram para a alteração no efluxo de CO₂ no solo, estando estreitamente relacionados as fases de inundação (anaeróbica) e seca (aeróbica).

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEWELL, C.; PAUL, S.; LISCHIED, G.; STORCK, F.R.; **Co-regulation of redox processes in freshwater wetlands as a function of organic matter availability.** Science of the Total Environment, v.404, n.2-3, p.335-342, 2008.

ALVARADO, A.; FERNÁNDEZ-MOYA, J.; SEGURA, J. M.; VAIDES, E. E.; CAMACHO, M.; AVELLÁN, M. J.; ÁVILA, C. E. **Nutrient Management Improvements in Forestry Species.** Better Crops with Plant Food, 98, 16–18, 2014.

ANGELINI, L. P.; SILVA, P. C. B. S. e; FAUSTO, M. A.; MACHADO, N. G.; BIUDES, M. S. **Balanço de Energia nas Condições de Mudanças de Uso do Solo na Região Sul do Estado de Mato Grosso.** Revista Brasileira de Meteorologia, v. 32, n. 3, 353-363, 2017.

ANTUNES, P.M.; KOCH, A.M.; MORTON, J.B.; RILLIG, M.C.; KLIRONOMOS, J.N. **Evidence for functional divergence in arbuscular mycorrhizal fungi from contrasting climatic origins.** New Phytologist, 189, 507–514, 2012.

APONTE, C.; GARCIA, L. V.; MARANON, T. **Tree Species Effect on Litter Decomposition and Nutrient Release in Mediterranean Oak Forests Changes Over Time.** Ecosystem, 2012.

APONTE, C.; GARCIA, L. V.; PE'REZ-RAMOS, I. M.; GUTIERREZ, E.; MARANON, T. **Oak trees and soil interactions in Mediterranean forests: A positive feedback model.** Journal of Vegetable Science, 22(5), 856–867. 2011.

ARIEIRA, J. & NUNES DA CUNHA, C. **Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil.** Acta Botanica Brasilica 20 (3): 569-580, 2006.

BARGALI, S. S.; SHUKLA, K.; SINGH, L.; GHOSH, L.; LAKHERA, M. L. **Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in four tree species of dry deciduous forest.** Tropical Ecology, 56, 191–200, 2015.

- BASS, A. M.; O'GRADY, M.; LEBLANC, D.; TWEED, S.; NELSON, P. N.; BIRD, M. I. **Carbon dioxide and methane emissions from a wet-dry tropical floodplain in northern Australia.** *Wetlands*, 34(3), 619–627, 2014.
- BERG, B.; DAVEY, M.; DE MARCO, A.; EMMETT, B.; FAITURI, M.; HOBBIE, S.;DEVIRZO SANTO, A. **Factors influencing limit values for pine needle litter decomposition: A synthesis for boreal and temperate pine forest systems.** *Biogeochemistry*, 100(1-3), 57–73, 2010.
- BIUDES, M. S.; VOURLITIS, G. L.; MACHADO, N. G.; C, ARRUDA, P. H. Z.; NEVES, G. A. R.; LOBO, F. A.; NEALED, C. M. U.; NOGUEIRA, J. S. **Patterns of energy exchange for tropical ecosystems across a climate gradient in Mato Grosso, Brazil.** *Agricultural and Forest Meteorology*. 202:112-124, 2015.
- BIUDES, M. S.; CAMPELO JÚNIOR, NOGUEIRA, J. H.; SANCHES, J. S. L. **Estimativa do balanço de energia em cambarazal e pastagem no norte do Pantanal pelo método da razão de bowen.** *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 24, n. 2, p. 56-52, 2009.
- BISHT, V. K.; NAUTIVAL, B. P.; KUNIYAL, C. P.; PRASAD, P.; SUNDRIVAL, R. C. **Litter Production, Decomposition, and Nutrient Release in Subalpine Forest Communities of the Northwest Himalaya.** *Journal of Ecosystems*, 2014.
- BISWAS, S.; BISWAS, A.; SINHA, S.; KHAN, D. K. **Major nutrient cycling of two different tropical dry deciduous forest of West Bengal, India.** *Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 3, 77–81, 2012.
- BOND-LAMBERTY, B. & THOMSON, A. M. **Temperature-associated increases in the global soil respiration record.** *Nature*, 464(7288), 579–582, 2010.
- BRADFORD, M. A.; BERG, B.; MAYNARD, D. S.; WIEDER, W. R.; WOOD, S. A. **Understanding the dominant controls on litter decomposition.** *Journal of Ecology*, 104(1), 229–238, 2016.
- BROWN, R. L. **Microbial enhanced oil recovery (MEOR).** *Current opinion in Microbiology*, v.13, p. 316–320, 2010.
- CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; SILVA, C.A.; CURI, N.; FREITAS, D.A.F.

Estoques de Carbono e Nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. Pesq. agropec. bras. vol.45 no.9 Brasília Setembro. 2010

CARDOSO, E. L.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; MOZART, M.F. & DE FREITAS, D.A.F. **Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-Mato-Grossense.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 35, n. 02, p. 613-622, 2011

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; SILVA, C. A.; CURI, N.; FREITAS, D. A. F. **Conteúdos de carbono e nitrogênio em solo sob restas nativas e pastagens no bioma Pantanal.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, 45(9):1028-1035, 2010.

CARVALHO FILHO, A.; CARDOSO, E. L.; NAIME, U. J.; MOTTA, P. E. F.; OLIVEIRA, H.; BRANCO, O. D.; SANTOS, R. D. **Solos como fator de diferenciação fitofisionômica na sub-região da Nhecolândia-Pantanal Mato-grossense.** Corumbá: Embrapa Pantanal, p. 59-60, 2000.

CARVALHO, P. V. **Estudo do fluxo de CO₂ e do conteúdo de carbono do solo em área de interflúvio no Pantanal município de Poconé.** 69p. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) - Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2013.

CHÁVEZ, L. F.; ESCOBAR, L. F.; ANGHINONI, I.; DE FACCIO CARVALHO, P. C; MEURER, E. J. **Diversidade metabólica e atividade microbiana no solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob intensidades de pastejo.** Pesq. agropec. bras., v. 46, n. 10, p. 1254-1261, 2011.

CORINGA, E. A. O.; COUTO, E. G.; PEREZ, X. L. O.; TORRADO, P. V. **Atributos de solos hidromórficos no Pantanal Norte Matogrossense.** Acta Amazônica, 42 (1): 19-28, 2012.

CORINGA, E. A. O.; COUTO, E. G.; TORRADO, P. V. **Geoquímica de solos do Pantanal Norte, Mato Grosso.** Revista Brasileira de Ciências do Solo, 38:1784-1793, 2014.

COUTO, E. G.; CHIG, L. A.; NUNES DA CUNHA, 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. Serviço Social do Comercio, Departamento Nacional, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 56P., 2006.

COUTO, E. G.; OLIVEIRA, V. A.; JUNK, W. J.; DA SILVA, C. J., NUNES DA CUNHA, C., WANTZEN, K. M. **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland.** The Soil Diversity of the Pantanal pp. 71-102, 2010.

DA SILVA, L. B.; NOVAIS, J. W. Z.; SANCHES, L.; MACHADO, N. G.; AQUINO, A. M.; SALLO, F. da SILVA. **Serrapilheira e Efluxo de CO₂ do Solo em Floresta Sazonalmente Alagável no Pantanal Brasileiro.** Ensaios Cienc. Cienc. Biol. Agrar. Saúde, v.21, n.3, p. 178-182, 2017.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; FREITAS, D. A. F. de F.; CURI, N.; SILVA, C. A. C. **Variações de curto prazo no fluxo e variabilidade espacial do CO₂ do solo em floresta nativa.** Pesquisa Florestal Brasileira, pp.8592, 2010.

DALMAGRO, H. J.; LOBO, F. A.; VOURLITIS, G.; DALMOLIN, A. C.; ANTUNES JUNIOR, M. Z. A.; ORTÍZ, C. E. R.; NOGUEIRA, J. S. **Photosynthetic parameters of two invasive tree species of the Brazilian Pantanal in response to seasonal flooding.** Photosynthetica, 51(2):281-294, 2013.

DALMOLIN, A. C.; DALMAGRO, H. J.; LOBO, F. A.; ANTUNES JUNIOR, M. Z. A.; ORTÍZ, C. E. R.; VOURLITIS, G. **Effects of flooding and shading on growth and gas exchange of *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) of invasive species in the Brazilian Pantanal.** Brazilian Journal of Plant Physiology, 24(2):75-84, 2012.

DALMOLIN, A. C.; DALMAGRO, H. J.; LOBO, F. A.; ANTUNES JUNIOR, M. Z. A.; ORTÍZ, C. E. R.; VOURLITIS, G. **Photosynthetic light and carbono dioxide response of the invasive tree, *Vochysia divergens* Pohl, to experimental flooding and shading.** Photosynthetica, 51(3):379-386, 2013.

DALMOLIN, Â. C.; LOBO, F. A.; VOURLITIS, G.; SILVA, P. R.; DALMARGO, P. R.; JR ANTUNES, M. Z.; ORTIZ, C. E. R. **Is the dry season an important driver of phenology and growth for two Brazilian savannah tree species with contrasting leaf habits.** Plant Ecology, 216(3), 407–417, 2015.

DALMADRO, H. J.; LATHUILLIÈRE, M. J.; VOURLITIS, G. L.; CAMPOS, R. C.; PINTO Jr, O. B.; JOHNSON, M. S.; ORTRIZ, C. E. R.; LOBO, F. D. A.; COUTO, E. G. **Physiological responses to extreme hydrological events in the Pantanal wetland: Heterogeneity of a plant community containing super dominant species**, J. Veg. Sci., 27(3), 568–577, 2016.

DOS SANTOS, D.R.; GATIBONIL, L.C.; KAMINSKIL, J. **Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto**. Ciência Rural, Santa Maria, v.38, n.2, p.576-586, 2008.

DJUKIC, I. K.; KEPFER-ROJAS, S.; SCHMIDT, I. K.; LARSEN, K. S.; BEIER, C.; BERG, B.; VERHEYEND, K., TÓTH, Z. **Early stage litter decomposition across biomes**. The Science of the Total Environment, 626, 2018.

EAGLE, A.J.; OLANDER, L.P. **Greenhouse gas mitigation with agricultural land management activities in the United States - Side-by-Side comparison of biophysical potential**. Advances in Agronomy. New York: Academic Press, v.115. p.79-179, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA- EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ª edição revista e ampliada, Editor técnico: Fábio Cesar da Silva, 627 páginas, 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, SP, 2010.

FANTIN-CRUZ, I.; GIRARD, P.; ZEILHOFER, P.; COLLISCHONN, W.; NUNES DA CUNHA, C. **Historical reconstruction of floodplain inundation in the Pantanal (Brazil) using neural networks**. J. Hydrol., v.399, p. 376-384, 2011.

FREY, R. **Ipomoea carnea ssp. Fistulosa (Matius ex Choisy) Austin: Taxonomy, Biology and Ecology Reviewed and Inquired**. Tropical ecology, v. 36, n. 10, p. 21-48, 1995.

GAIROLA, S., SHARMA, C. M., GHILDIYAL, S. K., & SUYAL, S. **Chemical properties of soils in relation to forest composition in moist temperate valley slopes of Garhwal Himalaya, India**. The Environmentalist, 32(4), 512–523, 2012.

GARCÍA PALACIOS, P.; SHAW, E. A.; WALL, D. H.; HÄTTENSCHWILER, S. **Temporal dynamics of biotic and abiotic drivers of litter decomposition.** Ecology Letters, 19(5), 554–563, 2016.

GIRARD, P.; FANTIN-CRUZ, I.; OLIVEIRA, S. M. L. D.; HAMILTON, S. K. **Small-scale spatial variation of inundation dynamics in a floodplain of the Pantanal (brazil).** Hydrobiology, Springer, v. 638, n. 1, p. 223–233, 2010.

GONÇALVES, H.; MERCANTE, M.; SANTOS, E. **Hydrological cycle.** Brazilian Journal of Biology, Scielo Brasil, v. 71, n. 1, p. 241–253, 2011.

GUENDEHOU, G. H. S.; LISKI, J.; TUOMI, M.; MOUDACHIROU, M.; SINSIN, B.; MÄKIPÄÄ, R. **Decomposition and changes in chemical composition of leaf litter of five dominant tree species in a West African tropical forest.** Tropical Ecology, 55, 207–220, 2014.

HAMILTON, S.K. **Hydrological controls of ecological structure and function in the Pantanal wetland (Brazil).** The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands. IAHS Special Publication, n. 6, 2002.

HAN, T.; HUANG, W.; LIU, J.; ZHOU, G.; XIAO, Y. **Different soil respiration responses to litter manipulation in three subtropical successional forests.** Scientific Reports-Nature 5: 18166, 2015.

HART, T.B.; HART, J.A. & MURPHY, P.G. **Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence.** The American Naturalist, 133: 613-633, 1989.

HART, T.B. **Monospecific dominance in tropical rain forests.** Trends in Ecology and Evolution 5: 6-11, 1990.

JOHNSON, M. S.; COUTO, E. G.; JR, O. B. P.; MILESI, J.; AMORIM, R. S. S.; MESSIAS, I. A.; BIUDES, M. S. **Soil CO₂ dynamics in a tree island soil of the Pantanal: the role of soil water potential.** Plos one, Public Library of Science, v. 8, n. 6, p. e64874, 2013.

JUNK, W.; PIEDADE, M.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L.; BOZELLI, R.; ESTEVES, F.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK,

L. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, Wiley Online Library, v. 24, n. 1, p. 5–22, 2014.

JUNK, W. J. **Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change,** Aquatic. Sci., 75(1), 113–131, 2013.

JUNK, W. J.; CUNHA, C. N. D.; WANTZEN, K. M.; PETERMANN, P.; STRÜSSMANN, C.; MARQUES, M. I.; ADIS, J. **Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil.** Aquatic Sciences, Springer, v. 68, n. 3, p. 278–309, 2006.

JUNK, W.J.; BROWN, M.; CAMPBELL, I.C.; FINLAYSON, M.; GOPAL, B.; RAMBERG, L. & WARNER, B.G. **The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: A synthesis.** Aquatic Sciences 68 (3): 400-414, 2006.

JUNK W.J. **Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands.** Environmental Conservation, v.29, n.4, p.414-435, 2002

JUNK, W.J.; NUNES DA CUNHA, C. **Pantanal: a large South American wetland at a crossroads.** Ecological Engineering, v.24, p.391-401, 2005.

KANG, S. Y.; DOH, S.; LEE, D.; JIN, V. L.; KIMBALL, J. S.. **Topographic and climatic controls on soil respiration in six temperate mixed-hardwood forest slopes, Korea.** Global Change Biology, Oxon, v.9, n.10, p.1427-1437, 2003.

KIM, D.; VARGAS, R.; BOND-LAMBERTY, B.; TURETSKY, M. R. **Effects of soil rewetting and thawing on soil gas fluxes: A review of current literature and suggestions for future research.** Biogeosciences, 9(7), 2459–2483, 2012.

LI, Y.; YE, Y. **Dynamics of decomposition and nutrient release of leaf litter in Kandelia obovata mangrove forests with different ages in Jiulongjiang Estuary, China.** Ecological Engineering, 73, 454–460, 2014.

LIMA, S. S.; LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. C.; COSTA, D. B. **Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em argissolo vermelho-amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí.** Revista Árvore, v.35, n.1, p.51-60, 2011.

MACHADO, N.G; SANCHES, L.; SILVA, L. B.da.; NOVAIS, J.W.Z; AQUINO, A.M.; BIUDES, M.S.; PINTO-JUNIOR, O. B.; NOGUEIRA, de J.S. **Soil nutrients and vegetation structure in a neotropical seasonal wetland**. Applied Ecology and Environmental Research (Print), v. 13, p. 289-305, 2015.

MARQUETE N, VALENTE M.C. **Combretaceae**. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010.

MARTINS, J; CARNEIRO, A; SOUZA, L; ALMEIDA-CORTEZ, J. **How pollinator visits are affected by flower damage and ants presence in *Ipomoea carnea* subs. *fistulosa* (Martius and Choise) (Convolvulaceae)**. Brazilian Journal of Biology, 2019.

MARTINS, J. K. S. S; SOUZA, L. S.; CARNEIRO, A. G.; ALMEIDA-CRTEZ, J. S. **Variação temporal e espacial da artropodofauna associada a *Ipomoea carnea* subs. *Fistulosa* (Convolvulaceae) em um ecossistema de Floresta Tropical Seca**. Journal of Environmental Analysis and Progress, 3, (4), 356-378, 2018.

MARTINS, J. K. S. S; SOUZA, L. S.; CARNEIRO, A. G.; ALMEIDA-CRTEZ, J. S. **How pollinator visits are affected by flower damage and ants presence in *Ipomoea carnea* subs. *fistulosa* (Martius and Choise) (Convolvulaceae)**. Braz. J. Biol., 79, (AHEAD), 1-10, 2019.

MASCHA, J. K. V.; ANDREA POLLE, F.; THOMAS, M. **Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*)**. Oecologia 164: 1083-1094, 2010.

MATOS, E.S., MENDONÇAS, E.S., VILLANI, E.M.A., LEITE, L.F.C., GALVÃO, J.C.C. **Formas de fósforo no solo em sistemas de milho exclusivo e consorciado com feijão sob adubação orgânica e mineral**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.30, p.625-632, 2006.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **In Wetlands**. edited by W. J. Mitsch and J. G. Gosselink, John Wiley, N. J. New Jersey. ISBN 978-1-118-67682-0, 2015.

MITSCH, W. J.; NAHLIK A.; WOLSKI, P.; BERNAL, B.; ZHANG, L.; RAMBERG. L. **Tropical wetlands: Seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions, Wetlands**. Ecol. Manage., 18(5), 573–586, 2010.

MUOGHALU, J. I.; ODIWE, A. I. **Litter production and decomposition in cacao (*Theobroma cacao*) and kolanut (*Cola nitida*) plantations.** *Ecotropica* (Bonn), 17, 79–90. *Oecologia* 164: 1083-1094, 2011.

MELLO, J.M.; COUTO, E.G.; AMORIM, R.S.S.; CHIG, L.A. JOHNSON, M.S.; LOBO, F.A. **Dinâmica dos atributos físico-Químicos e variação sazonal dos estoques de carbono no solo em diferentes fitofisionomias do Norte do Pantanal Mato-Grossense.** *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.39, n.2, p.325-336, 2015.

MEURER, E.J. In: FERNANDES, M.S. **Nutrição mineral de plantas Viçosa, MG.** Universidade Federal de Viçosa . p.281-298, 2006.

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

NASCIMENTO, M.T. & NUNES DA CUNHA, C. Estrutura e composição florística de um cambarazal no Pantanal de Poconé-MT. **Acta Botanica Brasilica** 3(1): 3-23, 1989.

NASCIMENTO, A. F.; FURQUIM, S. A. C.; COUTO, E. G.; BEIRIGO, R. M.; OLIVEIRA JUNIOR, J. C.; CAMARGO, P. B.; VIDAL-TORRADO, P. **Genesis of textural contrasts in subsurface soil horizons in the northern Pantanal-Brazil.** *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 37:1113-1127, 2013.

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

NOVAIS, J. W. Z.; SANCHES, L.; SILVA, L. B.; MACHADO, N. G.; AQUINO, A. M.; RODRIGUES, T. R.. **Variação horária e sazonal da radiação solar incidida e refletida e suas relações com variáveis micrometeorológicas no Pantanal Norte Matogrossense.** *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, Rio de Janeiro, v.38, p.96-108, 2015.

NOVAIS, J. W. Z.; SANCHES, L.; SILVA, L. B.; MACHADO, N. G.; AQUINO, A. M.; PINTO JUNIOR, O. B.. **Albedo do solo abaixo**

do dossel em área de Vochysia Divergens Pohl no norte do Pantanal. Revista Brasileira de Meteorologia, São José dos Campos, v.31, n.2, p.157-166, 2016.

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

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W. J.; LEITÃO-FLHO, H. F. **Woody vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil: a preliminar typology.** Amazoniana, v.19, p. 159-184, 2007.

OLIVEIRA, S. A. S de; STARK, E. M. L. M.; EPIFÂNIO, J. A.; BERBARA, R. L. L.; SOUZA, S. R. de. **Partição de nitrogênio em variedades de milho (Zea mays L.) com a aplicação foliar de microorganismos eficazes e nitrato.** Revista Universidade Rural, Série Ciências da Vida, v. 31, n. 1, p. 57-69, 2011.

OLIVEIRA, A.L.M.; URQUIAGA, S.; DÖBEREINER, J.; BALDANI, J.I. **The effect of inoculating endophytic N₂ fixing bacteria on micropropagated sugarcane plants.** Plant and Soil, v.242, p.205-215, 2002.

PAROLIN, P., LUCAS, C., PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F. **Drought responses of flood-tolerant trees in Amazonian floodplains.** Annals of Botany, 105:129-139, 2010.

PATRICIO, M. S.; NUNES, L.F.; PEREIRA, E. L. **Litterfall and litter decomposition in chestnut high forest stands in northern Portugal.** Forest Systems, 21(2), 259–271, 2012.

PAZ, A. R. de.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E.; PADOVANI, C. R. **Large-scale modelling of channel flow and floodplain inundation dynamics and its application to the Pantanal (Brazil).** Hydrological processes, Wiley Online Library, v. 25, n. 9, p. 1498–1516, 2011.

PAZ, J.R., SANTANA, C.C., SILVA, W.P., ABREU, M.C.; PIGOZZO, C.M.. **Guilda de visitantes de nectários extraflorais de Ipomoea carnea subsp. Fistulosa (Convolvulaceae) em uma área de semiárido antropizado da Bahia, Brasil.** Acta Biológica Paranaense, vol. 45, pp. 1-4, 2016.

PEDROSA, V. B.; ALVES, L. P.; PASCHOA, R. P. da.; AMARAL, A. A. **Importância ecológica dos microorganismos do solo.** Manoel, enciclopédia biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.11 n.22; p. 2015.

PELIZZA, T.R. **Manejo de cobertura do solo e de plantas espontâneas em pomar orgânico de maçãs.** 56f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Centro de Ciências Agroveterinárias-UDESC, Lages, 2007.

PEREIRA, O. A.; BIUDES, M. S.; NOGUEIRA, J. de S.; SEIXAS, G. B.; ARRUDA, P. H. Z.; **Determinação do efluxo CO₂ no Norte do Pantanal Mato-Grossense.** Revista Brasileira de Meteorologia, v.28, n.3, 341 - 351, 2013

PEZESHKI, S. R.; DELAUNE, R. D. **Soil Oxidation-Reduction in Wetlands and Its Impact on Plant Functioning.** Biology 1:196-221, 2012.

PEZESHKI, S.R **Wetland plant responses to soil flooding.** Environmental and Experimental Botany 46: 299-312, 2001.

PRESCOTT, C. E. **Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils.** Biogeochemistry, 101(1-3), 133–149, 2010.

PRESCOTT, C. E.; REID, A.; WU, S. Y.; NILSSON, M. C. **Decomposition rates of surface and buried forest-floor material.** Canadian Journal of Forest Research, 47(8), 1140–1144, 2017.

PINTO JR, O. B.; VOURLITIS, G. L.; CARNEIRO, E. M. **Interactions between vegetation, hydrology, and litter inputs on decomposition and soil CO₂ efflux of tropical forests in the Brazilian Pantanal.** Forests, 9(5), 281–297, 2018.

PINTO-JUNIOR, O.B.; SANCHES, L.; DALMOLIN, A.C.; NOGUEIRA, J.S. **Efluxo de CO₂ do solo em floresta de transição Amazônia Cerrado e em área de pastagem.** Acta Amazonica, 39: 813-822, 2009.

POTT, A. & POTT, V.J. **Plantas do Pantanal.** Corumbá, Embrapa - CPAP. 1995.

PRAKASH, S.; MITRA, A. K.; AGHAKOUCHAK, A.; LIU, Z.; NOROUZI, H.; PAI, D. S. **A preliminary assessment of GPM-based multi-satellite precipitation estimates over a monsoon dominated region.** Journal of Hydrology. v. 556, p. 865-876, 2018.

RAINER HAASE. **Seasonal growth of "algodão-bravo" (*Ipomoea carnea* spp. *fistulosa*)**. Pesq. agropec. bras. vol.34 no.2 Brasília Feb, 1999.

RAWAT, N.; NAUTIVAL, B. P.; NAUTIYAL, M. C. **Annual nutrients budget for the grazed and ungrazed sites of an alpine expanse in North-West Himalaya, India**. The Environmentalist, 30(1), 54–66, 2010.

RAWAT, N.; NAUTIVAL, B. P.; NAUTIYAL, M. C. **Litter decomposition rate and nutrient release from different litter forms in a Himalayan alpine ecosystem**. The Environmentalist, 30(3), 279–288, 2010.

REBELLATO, L.; NUNES DA CUNHA, C. **Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil**. Acta Botânica Brasilica, 19(4): 789-799, 2005.

ROTTMANN, N.; DYCKMANS, J.; JOERGENSEN, R. G. **Microbial use and decomposition of maize leaf straw incubated in packed soil columns at different depths**. European Journal of Soil Biology, 46(1), 27–33, 2010.

SANCHES, L.; VOURLITIS, G. L.; ALVES, M. de C.; PINTO-JÚNIOR, O. B.; NOGUEIRA, J. de S. **Seasonal patterns of evapotranspiration for a *Vochysia divergens* forest in the brazilian pantanal**. Wetlands, Springer, v. 31, n. 6, p. 1215–1225, 2011.

SANCHES, L.; DIAS, V. R. M.; SALLO, F. S.; PALÁCIOS, R. S.; VALENTINI, C. M. A.; NOGUEIRA, J. S. **Composição florística e estrutura da comunidade vegetal nas fitofisionomias Cambarazal e Acurizal no Norte do Pantanal**. In: (Org.) CORETTE, P. M. Múltiplos Olhares sobre a Biodiversidade IV. Cuiabá: Carlini & Carniato Editorial, 368p. 2015.

SANCHES, L.; SILVA, L. B.; LIMA, S. D.; PEREIRA, O. A.; CARRILHO S, F. J.; NOGUEIRA, J. S. **Conteúdo de energia na biomassa e no ar do dossel de *Vochysia divergens* Pohl**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 18(9):955-962, 2014.

SANCHES, L.; VALENTINI, C. M. A.; JUNIOR, O. B. P.; NOGUEIRA, J. S.; VOURLITIS, G. L.; BIUDES, M. S.; SILVA, C. J.; BAMBI, P.; LOBO, F. A. **Seasonal and interannual litter dynamics of a tropical semideciduous forest of the**

- southern Amazon Basin, Brazil.** Journal of Geophysical Research, 113: 1-9, 2008.
- SANCHES, L.; VOURLITIS, G. L.; ALVES, M. C.; PINTO JR, O. B.; NOGUEIRA, J. S. **Seasonal Patterns of Evapotranspiration for a *Vochysia divergens* Forest in the Brazilian Pantanal.** Wetlands, 31:1215-1225, 2011
- SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. **Matéria orgânica do solo.** Fertilidade do solo. Viçosa: SBCS, 2007.
- SILVA, M.P.; MAURO, R.; MOURÃO, G. & COUTINHO, M. **Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo.** Revista Brasileira de Botânica 23 (2): 143-152, 2000.
- SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M. **Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões.** Pesq. agropec. bras, Brasília, v.33, Numero Especial. P.1703-1711, 1998.
- TU, C., RISTAINO, J.B., HU, S. **Soil microbial biomass and activity in organic tomato farming systems. Effects of organic inputs and straw mulching.** Soil Biology & Biochemistry, Amsterdam, v.38, p.247-255, 2006.
- UTLER, A.; MEIR, P.; SAIZ, G.; MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S.; GRACE, J.; **Annual variation in soil respiration and its component parts in two structurally contrasting woody savannas in Central Brazil.** Plant and Soil. v.352, p.129-142, 2012.
- VALENTINI, C. M. A.; SANCHES, L.; DE PAULA, R. B.; VOURLITIS, G. L.; NOGUEIRA, J. S.; PINTO JR., O. B.; LOBO F. A. **Soil respiration and aboveground litter dynamics of a tropical transitional forest in northwest Mato Grosso, Brazil.** Journal of Geophysical Research, 113:1-11, 2008.
- VOURLITIS, G. L.; ROCHA, H. R. **Flux dynamics in the cerrado and cerrado forest transition of Brazil.** In: HILL, M. J.; HANAN, N. P. Ecosystem function in global savannas: measurement and modeling at landscape to global scales. Florida: CRC Press, p.97-116, 2010.
- VOURLITIS, G.L.; LOBO, F.A.; BIUDES, M.S.; ORTÍZ, C.E.R.; NOGUEIRA, J.S. **Spatial variations in soil chemistry and organic matter content across a *Vochysia divergens* invasion front in the Brazilian Pantanal.** Soil Science Society of America Journal, v.75, p.1554-1561, 2011.

VOURLITIS, G.; DA ROCHA, H. R. **Flux dynamics in the cerrado and cerrado-forest transition of Brazil**. In M. J. Hill & N. P. Hanan (Eds.), *Ecosystem function in global savannas: Measurement and modeling at landscape to global scales* (pp 97–116). Boca Raton, FL: CRC Press, 2011.

VOURLITIS, G. L.; LOBO, F. A.; LAWRENCE, S.; LUCENA, I. C.; DALMAGRO, O. B. P. Jr.; ORTÍZ, C. E. R.; NOGUEIRA, J. S. **Variations in Stand Structure and Diversity along a Soil Fertility Gradient in a Brazilian Savanna (Cerrado) in Southern Mato Grosso**. *Soil Science Society of American Journal*, 2013.

VOURLITIS, G.; DALMARGO, H.; ARRUDA, P.; LATHUILLIERE, M. J.; PINTO-JR, O. B.; LOBOL, F. D. A.; JOHNSON, M. S. **Ecosystem-scale CH₄ and CO₂ fluxes in a seasonally flooded scrub forest of the Brazilian Pantanal**. In *AGU Fall Meeting Abstracts*. San Francisco, 2015.

VOURLITIS, G. L.; LOBO, F. A.; PINTO JR., O. B.; ZAPPIA, A.; DALMAGRO, H. J.; ARRUDA, P. H. Z.; NOGUEIRA, J. S. **Variations in aboveground vegetation structure along a nutrienete availability gradiente in the Brazilian pantanal**. *Plant Soil*, 389:307-321, 2015.

VOURLITIS, G. L.; HENTZ, C. S.; PINTO, O. B.; CARNEIRO, E.; DE SUZA, N. J. **Soil N, P, and C dynamics of upland and seasonally flooded forests of the Brazilian Pantanal**. *Global Ecology and Conservation*, 12, 227–240, 2017.

ZHAO, X.; LI, F.; ZHANG, W.; AI, Z. **Contribution of aboveground litter to soil respiration in Populus davidiana Dode plantations at different stand ages**. *Journal of Mountain Science*, 13(6), 1000–1012, 2016.

8 ANEXO

Anexo 1 - Intervalo de confiança e variação espacial das propriedades químicas do solo na vegetação de CAM no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Anexo 2 - Intervalo de confiança e variação espacial das propriedades químicas do solo na vegetação de ALG no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Anexo 3 - Intervalo de confiança e variação espacial das propriedades químicas do solo na vegetação de POM no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Anexo 4 - Intervalo de confiança e variação espacial da temperatura do solo sob diferentes estação hidrológica e vegetações no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Anexo 5 - Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos de 17 variáveis sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 6 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da CTC sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso

Anexo 7 - Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da Ts sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 8 – Intervalo de confiança e variação espacial por estação hidrológica do efluxo de CO₂ no solo nas vegetações no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Anexo 9 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a areia no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 10 - Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a argila no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 11 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Us no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 12 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a pH no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 13 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a MO no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 14 - Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a CTC no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 15 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Nt no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 16 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Ca+Mg no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 17 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Al+H no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 18 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre o efluxo de CO₂ no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 19 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Ts no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 20 - Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da argila sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 21 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da Us sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 22 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos do pH sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Anexo 23 – Figura dos locais de estudo no período de seca no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Anexo 1 - Intervalo de confiança e variação espacial das propriedades químicas do solo na vegetação de CAM no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Variável		2015	2016			2017	
		Pré – inundação	Pós - inundação	Seca	Pré - inundação	Pós - inundação	Seca
Us	%	23,6±1,2	25,5±0,3	20,7±1,3	23,4±0,4	25,7±1,2	19,7±1,2
pH	H ₂ O	5,5±0,1	5,45±0,04	4,9±0,12	5,3±0,2	5,4±0,06	4,9±0,1
MO	g/Kg	60,0±10,5	60,7±10,7	38,4±7,75	60,9±14,4	66,6±11,9	37,4±2,7
COT	g/Kg	41,8±20,1	37,2±8,75	22,9±4,0	36,2±10,7	37,2±9,86	16,8±12
CTC	-	7,5±0,7	8,3±0,7	10,7±0,6	7,6±1,6	7,2±0,8	9,7±0,2
Ca+Mg	Cmolc/dm ³	7,2±0,7	7,9±0,7	10,3±0,3	7,2±0,72	6,8±0,83	9,3±0,3
Al+H	Cmolc/dm ³	7,2±0,9	8,3±0,5	3,9±0,37	8,3±0,3	6,3±0,11	6,4±0,5
Ca	Cmolc/dm ³	5,0±0,5	5,5±0,42	6,9±0,35	5,0±0,5	4,7±0,56	6,3±0,8
Mg	Cmolc/dm ³	0,3±0,02	0,4±0,02	0,38±0,06	0,4±0,02	0,4±0,04	0,4±0,06
Al	Cmolc/dm ³	2,1±0,3	2,4±0,3	3,4±0,3	2,20±0,4	2,07±0,3	3,01±0,07
N total	%	0,4±0,1	0,5±0,2	0,6±0,11	0,4±0,06	0,5±0,11	0,6±0,08
P	mg/dm ³	26,5±5,0	22,3±2,6	14,8±1,0	25,9±5,5	21,5±0,6	18,8±3,5
K	mg/kg	0,3±0,02	0,4±0,02	0,4±0,06	0,36±0,2	0,37±0,04	0,4±0,06

Anexo 2 - Intervalo de confiança e variação espacial das propriedades químicas do solo na vegetação de ALG no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Variável		2015	2016			2017	
		Início da Inundação	Vazante	Estiagem	Início da Inundação	Vazante	Estiagem
Us	%	24,1±0,4	25,7±0,5	21,6±0,2	22,4±0,4	26,3±0,6	20,9±1,5
pH	H ₂ O	5,4±0,1	5,5±0,2	4,8±0,8	5,2±0,8	5,53±0,2	4,6±0,2
MO	g/Kg	53,3±3,8	34,7±2,2	63,5±5,9	50,5±4,6	48,5±5,2	64,5±2,0
COT	g/Kg	28,6±1,8	19±4,6	34±3,6	29,6±2,6	18±1,2	39,6±5,0
CTC	-	15,3±3,36	5,6±0,3	8,6±1,6	11,1±1,3	6,3±1,1	9,3±1,6
Ca+Mg	Cmolc/dm ³	14,9±1,4	5,5±0,6	8,16±1,11	10,7±1,3	5,7±0,77	8,7±1,0
Al+H	Cmolc/dm ³	9,7±1,6	8,6±0,6	9,8±0,6	9,9±1,6	8,0±1,6	8,6±1,0
Ca	Cmolc/dm ³	11,5±1,4	4,3±0,3	6,2±0,84	7,0±1,4	4,6±0,6	6,8±0,7
Mg	Cmolc/dm ³	0,40±0,04	0,2±0,02	0,5±0,04	0,4±0,04	0,21±0,04	0,6±0,1
Al	Cmolc/dm ³	3,5±0,2	1,3±0,5	2,0±0,3	3,7±0,2	1,2±0,4	2,0±0,30
N total	%	0,3±0,1	0,26±0,04	0,5±0,06	0,35±0,03	0,23±0,04	0,5±0,06
P	mg/dm ³	8,3±1,8	12,3±0,83	13,5±1,5	10,7±1,6	11,3±2,2	9,3±1,7
K	mg/kg	0,40±0,04	0,2±0,02	0,45±0,04	0,4±0,04	0,2±0,04	0,6±0,13

Anexo 3 - Intervalo de confiança e variação espacial das propriedades químicas do solo na vegetação de POM no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

Variável		2015	2016			2017	
		Pré - inundação	Pós - inundação	Seca	Pré - inundação	Pós - inundação	Seca
Us	%	22,8±1,3	26,3±2,1	20,0±1,1	21,0±0,2	26,7±1,5	20,7±0,5
pH	H ₂ O	5,0±0,08	5,1±0,06	5,25±0,4	5,0±0,08	5,1±0,08	5,15±0,08
MO	g/Kg	42,5±2,3	67,8±16,3	41,8±8,0	60,7±9,7	74,3±11,3	40,5±2,2
COT	g/Kg	22,0±1,3	36,6±12,8	24,8±2,7	29,6±2,6	37,9±15,3	23,2±3,2
CTC	-	10,80±2,55	11,9±0,07	6,9±0,8	11,1±1,3	11,4±0,03	6,8±0,6
Ca+Mg	Cmolc/dm ³	10,5±2,8	11,5±0,09	6,6±0,8	10,7±1,3	11,0±0,53	6,45±0,6
Al+H	Cmolc/dm ³	7,32±1,5	8,6±0,1	3,8±0,6	9,9±1,6	9,75±0,13	8,6±1,2
Ca	Cmolc/dm ³	7,11±2,3	7,9±0,4	4,8±0,7	7,0±1,4	7,7±0,5	4,73±0,5
Mg	Cmolc/dm ³	0,30±0,03	0,4±0,06	0,35±0,03	0,4±0,04	0,35±0,07	0,35±0,02
Al	Cmolc/dm ³	3,4±0,5	3,7±0,3	1,8±0,15	3,7±0,2	3,3±0,07	1,70±0,11
N total	%	0,2±0,02	0,8±0,15	0,6±0,04	0,35±0,03	0,76±0,25	0,5±0,04
P	mg/dm ³	5,5±0,8	10,2±1,8	22,8±2,0	10,7±1,6	5,7±0,80	21,4±4,83
K	mg/kg	0,30±0,03	0,4±0,06	0,35±0,03	0,4±0,04	0,35±0,07	0,35±0,02

Anexo 4 - Intervalo de confiança e variação espacial da temperatura do solo sob diferentes estação hidrológica e vegetações no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

LOCAL	2015	2016			2017
	Pré - inundação	Pós - inundação	Seca	Pré - inundação	Pós - inundação
Vochysia	26,8±0,3	21,6±0,3	25,8±0,1	25,0±0,3	23,3±0,3
Ipomoea	25,4±0,4	22,0±0,2	24,0±0,2	24,5±0,1	22,2±0,2
Combretum	22,5±0,2	22,8±0,2	26,2±0,2	25,8±0,2	22,7±0,2

Anexo 5 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos de 17 variáveis sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Fontes de Variação	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Areia	1	0.000185	0.0001848	0.0826	0.00082	0.7658
Silte	1	0.000304	0.0003038	0.1357	0.00134	0.7096
Argila	1	0.000164	0.0001641	0.0733	0.00072	0.0338*
Us	1	0.008413	0.0084133	37.591	0.03716	0.0021**
Ts	1	0.003497	0.034974	64.256	0.06479	0.0138*
pH	1	0.000018	0.0000183	0.0082	0.00008	0.0485*
MO	1	0.000391	0.0013914	0.6217	0.00615	0.4398
COT	1	0.001421	0.0014214	0.6351	0.00628	0.4124
CTC	1	0.000001	0.0000013	0.0006	0.04101	0.0172*
Nt	1	0.001400	0.0024003	10.725	0.01060	0.2946
P	1	0.000318	0.0003184	0.1423	0.00141	0.7238
K	1	0.000092	0.0000924	0.0413	0.00041	0.8544
Ca	1	0.002599	0.0025990	11.613	0.01148	0.2836
Mg	1	0.000803	0.008234	15.129	0.01526	0.2224
Al	1	0.000530	0.005301	0.9740	0.00982	0.3308
CaMg	1	0.000611	0.0006106	0.2728	0.00270	0.5990
Hal	1	0.000355	0.0003554	0.1588	0.00157	0.6914
Residuals	106	0.208143	0.0022381		0.91929	
Total	107	0.226418			100.000	

Anexo 6 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da CTC sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
CTC	1	0.000045	0.0000445	0.020838	0.0402	0.0130*
Resíduos	106	0.226373	0.0021356		0.9998	
Total	107	0.226418			10.000	

Anexo 7 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da Ts sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Temperatura	1	0.15792	0.157921	4.508	0.06882	0.0034*
Resíduos	106	213.688	0.035031		0.93118	
Total	107	229.480			100.000	

Anexo 8 - Intervalo de confiança e variação espacial por estação hidrológica do efluxo de CO₂ no solo nas vegetações no Norte do Pantanal Mato-Grossense.

LOCAL	2015	2016			2017	
	Pré - inundação	Pós - inundação	Seca	Pré - inundação	Pós - inundação	Seca
<i>Vochysia</i>	5,7±0,1	5,8±0,1	4,2±0,2	5,8±0,1	5,5±0,1	4,1±0,2
<i>Ipomoea</i>	4,1±0,2	4,2±0,2	3,8±0,1	4,7±0,1	4,9±0,04	4,2±0,2
<i>Combretum</i>	5,0±0,1	5,2±0,2	4,0±0,01	5,5±0,2	5,0±0,2	4,2±0,3

Anexo 9 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a areia no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.1909	0.19088	24.085	0.02067	0.0888
Season	1	0.8134	0.40670	51.318	0.08810	0.0024**
site:season	2	0.1445	0.07226	0.9118	0.01565	0.4426
Resíduos	102	80.837	0.07925		0.87557	
Total	107	92.325			100.000	

Anexo 10 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a argila no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.08630	0.043148	25.798	0.04494	0.0124*
Season	1	0.03574	0.035735	21.366	0.01861	0.0436*
site:season	2	0.09242	0.046212	27.630	0.04813	0.0662
Resíduos	102	170.598	0.016725		0.88833	
Total	107	192.044			100.000	

Anexo 11 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Us no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.4183	0.20913	94.084	0.13035	0.0002***
Season	1	0.4209	0.42088	189.348	0.13117	0.0002***
site:season	2	0.1024	0.05118	23.025	0.03190	0.0844
Resíduos	102	22.672	0.02223		0.70658	
Total	107	32.087			100.000	

Anexo 12 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a pH no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.005123	0.0025616	43.527	0.06518	0.0168*
Season	1	0.003699	0.0036994	62.861	0.04707	0.0144*
site:season	2	0.009744	0.0048721	82.787	0.12398	0.0010**
Resíduos	102	0.060028	0.0005885		0.76377	
Total	107	0.078595			100.000	

Anexo 13 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a MO no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.0070	0.003494	0.1132	0.00213	0.9426
Season	1	0.1051	0.105054	34.039	0.03196	0.0520*
site:season	2	0.0271	0.013563	0.4395	0.00825	0.6716
Resíduos	102	31.480	0.030863		0.95766	
Total	107	32.872			100.000	

Anexo 14 - Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a CTC no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.0290	0.014517	0.4112	0.00724	0.7040
Season	1	0.1170	0.117033	33.152	0.02920	0.0510*
site:season	2	0.2611	0.130566	36.985	0.06515	0.0186*
Resíduos	102	36.008	0.035302		0.89840	
Total	107	40.080			100.000	

Anexo 15 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Nt no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.0411	0.020560	0.71187	0.01298	0.0194*
Season	1	0.0755	0.075507	261.438	0.02384	0.0450*
site:season	2	0.1051	0.052573	182.032	0.03319	0.0668
Resíduos	102	29.459	0.028881		0.92999	
Total	107	31.677			100.000	

Anexo 16 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Ca+Mg no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.11251	0.056257	250.134	0.04473	0.0118*
Season	1	0.00535	0.005352	0.23798	0.04233	0.0025**
site:season	2	0.10348	0.051739	230.047	0.04114	0.0972
Resíduos	102	229.406	0.022491		0.91200	
Total	107	251.540			100.000	

Anexo 17 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Al+H no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.23821	0.029776	14.432	0.18355	0.0017**
Season	1	0.06972	0.069724	33.793	0.05372	0.0144*
site:season	2	0.06141	0.007677	0.3721	0.04732	0.0522
Resíduos	102	0.92846	0.020632		0.71541	
Total	107	129.780			100.000	

Anexo 18 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre o efluxo de CO₂ no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.151323	0.075661	56.904	0.52017	0.0002***
Season	1	0.001664	0.001664	1.251	0.00572	0.0170*
site:season	2	0.002301	0.001151	0.865	0.00791	0.4306
Resíduos	102	0.135622	0.001330		0.46620	
Total	107	0.290910			100.000	

Anexo 19 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da interação entre as vegetações e estações sobre a Ts no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Site	2	0.38707	0.04838	15.355	0.16867	0.1528
Season	1	0.41893	0.41893	132.949	0.18256	0.0002***
site:season	2	0.07084	0.00885	0.2810	0.03087	0.9856
Resíduos	102	141.797	0.03151		0.61790	
Total	107	229.480			100.000	

Anexo 20 – Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da argila sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Argila	1	0.010882	0.0108824	41.194	0.03741	0.0432*
Resíduos	106	0.280028	0.0026418		0.96259	
Total	107	0.290910			100.000	

Anexo 21– Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos da Us sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Umidade	1	0.00763	0.0076298	36.965	0.0337	0.0441*
Resíduos	106	0.21879	0.0020640		0.9663	
Total	107	0.22642			10.000	

Anexo 22– Resultados da PERMANOVA avaliando os efeitos do pH sobre o efluxo de CO₂ do solo no Pantanal, Mato grosso.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	R2	Valor-p
Ph	1	0.05745	0.057450	30.239	0.04723	0.0364*
Resíduos	61	115.891	0.018999		0.95277	
Total	62	121.636			100.000	

Anexo 23 - Figura dos locais de estudo no período de seca no Norte do Pantanal Mato-Grossense.



Cambará (*Vochysia divergens* Pohl)



Campo Inundável (*Ipomoea carnea* spp. *Fistulosa*)



Pombeiral (*Combretum lanceolatum* Pohl (Combretaceae))