

ERRATA: na página 119, Figura 3, eixo Y, onde se lê $\mu\text{g N}_2\text{O}$, leia-se mg CO_2

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
MARCOS FERNANDO GLÜCK RACHWAL**

**FLUXOS DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM ORGANOSSOLO NATURAL E
DRENADO - PARANÁ - BRASIL**

**CURITIBA
2013**

MARCOS FERNANDO GLÜCK RACHWAL

**FLUXOS DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM ORGANOSSOLO NATURAL E
DRENADO – PARANÁ – BR**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal - Conservação da Natureza.

Orientador: Dr. Gustavo Ribas Curcio
Co-orientadores: Dr^a. Josiléia Acordi Zanatta
Dr. Jeferson Dieckow

**CURITIBA
2013**



Universidade Federal do Paraná
Setor de Ciências Agrárias - Centro de Ciências Florestais e da Madeira
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

PARECER

Defesa n.º. 973

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após argüir o(a) doutorando(a) *Marcos Fernando Glück Rachwal* em relação ao seu trabalho de tese intitulado "**GASES DE EFEITO ESTUFA EM ORGANOSOLO NATURAL E DRENADO - PARANÁ**", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do(a) acadêmico(a), habilitando-o(a) ao título de *Doutor* em Engenharia Florestal, área de concentração em **CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**.

Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri

ESALQ/USP
Primeiro examinador

Dr. Cimelio Bayer

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Segundo examinador

Dr. Josiléia Acordi Zanatta

Embrapa Florestas
Terceiro examinador

Dr. Antonio Carlos V Motta

Universidade Federal do Paraná
Quarto examinador

Dr. Gustavo Ribas Curcio

Embrapa Florestas
Orientador e presidente da banca examinadora



Curitiba, 30 de abril de 2013.

Antonio Carlos Batista

Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

Carlos Roberto Sanquetta

Vice-coordenador do curso

Dedico

Ao ar, à água, ao solo, à flora, à fauna e aos seres humanos.

AGRADECIMENTOS

Elaborar este ítem me proporcionou muito prazer por perceber que quando temos um objetivo nobre pela frente, aparecem inúmeros colaboradores, sem os quais as metas propostas jamais seriam atingidas.

Mas o início se deu muito antes. Agradeço à Deus, aos antepassados, a “todos” os professores, a “todos” os familiares e a “todos” os amigos. À maravilhosa filosofia de vida proposta pela Seicho-No-Iê por ter contribuído muito para o meu crescimento espiritual, familiar, social, pessoal e econômico. À Danielle Alpendre Daher pelo treinamento psicológico que expandiu minhas habilidades para lidar com desafios e direcionar o foco para as soluções.

Tive o privilégio de contar com a preciosa contribuição de pessoas ligadas a várias instituições e empresas e a este vasto elenco passo a agradecer com muita gratidão.

EMBRAPA FLORESTAS (Colombo - PR): Roberto Carletto, Arnaldo de Oliveira Soares, João Altair Torques, Leonildo Tadeo Tanner, Ari Gonçalves e Michele Ribeiro Ramos pelo auxílio nos trabalhos de campo.

Onécimo Nunes da Veiga, Renato Antônio Taverna, Nadia Novadzki Venafro, Daiane Rigoni Kestring, Fabrício Augusto Hansel, Anne Elise Previdi Dotaf, Tielidy Angelina de Moraes de Lima, Marcos Wigo, Cristiane Vieira Helm e Cláudia Mara Pereira pela contribuição nos trabalhos dos laboratórios.

Renato Antônio Dedecek, Sergio Gaiad, Maria Izabel Radomski, Marcos Silveira Wrege, Osmir José Lavoranti, Luziane Franciscon, Patrícia Pova de Mattos, Rosana Clara Victoria Higa, Cláudia Maria Branco de Freitas Maia, Luís Cláudio Maranhão Froufe, Itamar Antônio Bognola, Guilherme Andrade, Marilice Cordeiro Garrastazu e Sandra Bos Mikich pela colaboração técnico-científica.

Betania Busato, Ivar Wendling, Marcus Vinícius Sidoruk Vidal, Alison Luiz Skroch, José Amauri Moreira Antunes, Waldemar Stival, José Elias Lunardon, Mieceslau Siegesmundo Stefankowski, Aparicio Schleider, Eleusis Borba Antunes, Antônio Carlos Wilke, Maria Paraguaçu de Souza Cardoso, Claudiana Eugênio Rogério, Natália Lordello de Aguiar Vieira, Iclea de Brito, Arielly Francillene do Nascimento, Rosana Marques e Jackline Paula de Godoi Degani pelo apoio logístico.

Sérgio Ahrens pela elaboração do abstract geral da tese.

Francisca Rasche, Simone Aparecida Sopchaki e Elizabeth Denise Roskamp Câmara pelas buscas bibliográficas.

EMBRAPA SPM - EPGA (Ponta Grossa - PR): Osmar Paulo Beckert por ter gentilmente cedido a área experimental e juntamente a José Luciano Bail, Paulo Alexandre Virgolino, Vitor Luiz Pereira, Inês Kieltika Maier, Angélica Terezinha Trentin, Ana Flávia Mellem, Deraldo Vargenski, João Carlos Cardoso, Renato Carlos Wantroba, Wilson Felipe da Silva, Anísio Pedroso da Silva, Diego Marcelo Ferreira e Josias, por terem viabilizado os recursos humanos e logísticos para os trabalhos de campo.

EMBRAPA SOLOS (Rio de Janeiro - RJ): Daniel Vidal Perez por disponibilizar o laboratório para as análises de solos. Ademir Emídio da Silva, André Marcelo de Souza, Andréa Campos de Souza, Andrea Matos dos Santos, Damaris de Araújo Alencar, Fátima Barbosa Paulino, Felicia Miranda de Jesus, Jean Marcel Rodrigues Pinho, Jorge Luis Nunes Ramilo, Marcelo Teixeira de Andrade, Rogerio Tavares de Campos, Rojane Chapeta Peixoto, Sérgio Gomes, Viviane Escaleira pelas análises laboratoriais. Etelvino Henrique Novotny pelas inúmeras discussões sobre matéria orgânica do solo. Aos pedólogos do antigo Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos da EMBRAPA, Américo Pereira de Carvalho, Alcides Cardoso, Delcio Perez Hochmüller, Moacyr de Jesus Rauen, Pedro Jorge Fasolo, Reinaldo Oscar Pötter, Marcelo Nunes Camargo, Paulo Klinger Tito Jacomine, Jorge Olmos Iturri Larach e João Carlos ker, por terem participado efetivamente de minha formação em pedologia e contribuído com meu crescimento pessoal.

UFPR (Curitiba - PR): Fernando Rodrigo Bortolozo pela coleta de amostras de solos em anéis volumétricos. Edenilson Nascimento pelo auxílio na instalação das câmaras coletoras de gás e poços hídricos. Carina Kozera e Bianca Ott Andrade pela caracterização da vegetação. Letícia di Pierri pela participação na preparação de várias amostras de solos para análise. Fabiana de Medeiros Silveira e Daniel Carvalho pelas orientações técnicas e práticas sobre análises de amônio e de nitrato. Jackson Oliveira Borges pelas orientações sobre a drenagem. Franklin Galvão, Carlos Vellozo Roderjan e Yoshico Saito Kuniyoshi pela constante motivação e pelo amor e dedicação aos alunos. Omar Ferreira Lopes e Claudinei Tabora da Silveira por contribuírem para a compreensão do contexto geológico da

área em estudo. Vander de Freitas Melo e Valmiqui Costa Lima pelo estímulo constante e profissionalismo. Letícia Gonçalves pelas orientações sobre a determinação do potencial redox do solo. Aldair Marty Munhoz, Reginaldo Bodziak, Flori Roberto Margraf Barberi, Elda Nazaré Lubasinski, Cleusa Maria Correa Lopes, pelo auxílio nos trabalhos de laboratório. Simone Amadeu pela revisão das referências bibliográficas e formatação geral do texto. “Baiano das Agrárias”, pela sua maravilhosa lição de vida.

UFRGS (Porto Alegre - RS): Cimélio Bayer pela troca de idéias e pela disponibilização do cromatógrafo de fase gasosa; Genuir Luis Denega por ter “encarado” o cromatógrafo durante várias madrugadas.

USP/ESALQ (Piracicaba - SP): Luiz Antonio Silva Junior pela determinação dos teores de amônio e de nitrato no solo e Jorge de Castro Kiehl pelas discussões sobre amônio e nitrato.

UEPG (Ponta Grossa - PR): Rafael Mazer Etto pelas explicações sobre os organismos metanogênicos e metanotróficos do solo.

UFPEL (Pelotas - RS): Rogério Oliveira de Sousa pelas discussões sobre o potencial redox do solo.

IAPAR: Leocádio Grodzki e Rui Carlos Maranhão Biscaia pelas dicas sobre a estação meteorológica.

EMPRESAS: Raulindo Brusamolin da Metalúrgica Brusamolin por suas idéias e pelo capricho na construção das câmaras coletoras de gases, dos poços hídricos e da extensão do pHmetro de campo para determinação do potencial redox do solo. Silvio José Barchick do Boa Vista Materiais de Construção pelas sugestões de inúmeros materiais apropriados para confecção de diversos equipamentos. Amilton Hamirisi da Drenos Hamirisi, Osmar Petersen e Alexandre Petersen da Osmar Petersen e Cia Ltda, pela construção dos drenos.

Carlos Alberto de Oliveira Júnior, Alan Borges Vieira e Thifani Clasen da Agrosystem que não mediram esforços para o perfeito funcionamento da estação meteorológica.

Éder David Borges da Silva pelas análises estatísticas e as inúmeras discussões para interpretação dos resultados.

Ao meu orientador Gustavo Ribas Curcio (EMBRAPA FLORESTAS) e aos co-orientadores Jeferson Dieckow (UFPR) e Josiléia Acordi Zanatta (EMBRAPA FLORESTAS) pelas constantes discussões e correções de rumo. Aos membros da

banca examinadora Carlos Eduardo Pellegrino Cerri (USP/ESALQ), Cimélio Bayer (UFRGS), Josiléia Acordi Zanatta, Antônio Carlos Vargas Motta (UFPR), Jeferson Dieckow (UFPR) e Rafael Mazzer Etto (UEPG) por suas preciosas sugestões e questionamentos.

FAMILIARES e AMIGOS: A minha esposa Mirta Malczewski, filho Matheus Malczewski Rachwal (“Firico”), enteada Carolina Izabel Malczewski Santos e genro Marcos Vinicius Marschalk, por terem “aguentado” heroicamente as minhas neuras e rabugices durante estes quatro anos. Aos dois primeiros ainda sou grato pela ajuda que prestaram na coleta de dados no campo.

Aos meus pais Pedro Rachwal (“Pedrão”) e Neusa Glück Rachwal (“Bruxa”), a minha sogra Elvira Santos Malczewski, ao irmão Luiz Augusto Glück Rachwal (“Guggo”), a cunhadinha Ana Maria Schier Dória Rachwal, aos sobrinhos Gabriel Dória Rachwal (“Gibirú”) e Anna Dória Rachwal (“Polaca”) por estarem sempre muito presentes nos momentos mais importantes de minha vida.

Ao meu irmão “mais querido”, “Guggo” pela elaboração das figuras.

A Eva Gonçalves, nossa “governanta” por deixar em ordem a “bagunça” do retorno das viagens de campo, pelos lanches das “infindáveis” tardes e por escutar minhas explicações sobre os gases. A Berenice (a nossa gata) por dormir todas as tardes enquanto eu estudava, calculava e escrevia.

Aos amigos Luiz Sergio Piovesan, Daniela Fatima Michelin Piovesan e seus filhos, Luiza Michelin Piovesan e Arthur Michelin Piovesan pelos momentos de total descontração e pelas sessões de terapia de grupo.

A minha amiga, colega de Embrapa, afiliada e parceira Letícia Penno Dereti pela constante troca de idéias e por compartilhar dias de sol intenso, mas também de muito frio e chuva, durante as campanhas de campo. Ao amigo, colega de Embrapa e afiliado Rogério Morcelles Dereti, pela sua ajuda no campo e por ter rapidamente simulado a banca examinadora, poucos dias antes da defesa.

A Gustavo Ribas Curcio, Annete Bonnet e Murilo Barddal pelo profissionalismo e espírito científico acurado, nos quais me espelhei.

A Daniel Ghenov Filho pela ajuda na coleta de dados no campo.

A Ana Maria Banks pelo apoio logístico e Claudio Ferreira Banks Machado pela elaboração dos abstracts dos capítulos.

Agradeço ainda a todos aqueles que em função de minha ingratidão ou “data avançada de nascimento”, foram esquecidos. Me perdoem, mas não deixem de aceitar meu sincero agradecimento.

E para finalizar, quero demonstrar minha gratidão aos que compartilharam dos momentos produtivos, emocionantes e alegres da defesa da tese e da posterior confraternização.

MUITO OBRIGADO!

“Montes, rios, árvores, campos e demais elementos da natureza não agem como partes que disputam umas contra as outras, mas sim formam um conjunto em que se ajudam e se complementam e, assim, mantêm a natureza rica e generosa.”

Masanobu Taniguchi.

RESUMO

Organossolos estocam quantidades elevadas de carbono orgânico, e podem ser fontes ou sumidouros de metano, óxido nitroso e dióxido de carbono. Características pedológicas intrínsecas, mudanças no uso do solo e formas de manejo, além dos fatores climáticos, interferem nos fluxos destes gases, sendo a drenagem artificial uma das práticas que mais alteram o comportamento dos mesmos. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a influência da drenagem sobre os fluxos de metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e dióxido de carbono (CO_2), considerando as variações no nível freático e na umidade gravimétrica do solo, bem como a influência da temperatura do ar e da precipitação. Durante um período de dois anos foi realizado um experimento em área de Organossolo Háptico sáprico típico localizada na fazenda experimental da Embrapa SPM-EPGA (Ponta Grossa, PR), segundo planalto paranaense, na região dos Campos Gerais. No solo em condição natural, com hidromorfia plena, houve emissão de CH_4 , a qual variou entre 238 e 5365 μg de CH_4 m^{-2} h^{-1} . Na área drenada, a retirada da água determinou o consumo líquido de metano entre 39 a 242 μg de CH_4 m^{-2} h^{-1} . No solo sob condição natural ocorreu consumo líquido de N_2O cujas taxas variaram de -0,13 a -31,2 μg de N_2O m^{-2} h^{-1} . Por sua vez, na área drenada, a retirada da água determinou a emissão líquida em taxas que variaram de 0,19 a 55,7 μg de N_2O m^{-2} h^{-1} . O aumento do número de dias após a drenagem determinou a elevação da emissão de N_2O . Na condição natural houve consumo de óxido nitroso devido ao excesso de umidade e aos baixos valores de potencial redox. No solo natural a taxa de emissão de dióxido de carbono variou entre 244 e 870 mg de CO_2 m^{-2} h^{-1} . Na área drenada o fluxo oscilou de 238 a 1018 mg de CO_2 m^{-2} h^{-1} . Embora não tenha ocorrido diferença significativa nas taxas de emissão de dióxido de carbono, entre o Organossolo natural e o drenado, o efeito acumulado da drenagem proporcionou um aumento de 17,9 Mg C- CO_2 -eq ha^{-1} ano^{-1} no potencial de aquecimento global, em função da perda de 37,8 Mg C ha^{-1} do estoque de carbono do solo, até um metro de profundidade, em apenas dois anos. Somente no Organossolo natural o fluxo de metano foi afetado significativamente pela temperatura do ar ao longo do tempo. No Organossolo drenado o efeito da temperatura foi secundário, pois a diminuição da umidade foi o fator que determinou o consumo de CH_4 . A temperatura do ar teve efeito marcante sobre o fluxo de óxido nitroso apenas no Organossolo natural. Por outro lado, a precipitação só teve efeito pronunciado sobre o fluxo de N_2O no Organossolo drenado. A precipitação praticamente não afetou os fluxos de CH_4 nos solos natural e drenado. No primeiro, porque a chuva não aumentou significativamente a elevada umidade natural do solo e, no segundo, porque a água da chuva era rapidamente removida devido à alta permeabilidade. No caso do CO_2 , tanto a temperatura do ar quanto a precipitação influenciaram intensamente os fluxos em ambos os solos. Embora a drenagem tenha transformado o Organossolo drenado em um pequeno sumidouro de metano, o mesmo passou a emitir óxido nitroso e grande quantidade de dióxido de carbono. Como os Organossolos de campo hidrófilo possuem importantes funções no ecossistema, como acumular carbono orgânico, armazenar água e contribuir na diminuição da quantidade de nitrato, podendo reduzi-lo à N_2 , não devem ser drenados, mas, efetivamente preservados. A capacidade dos Organossolos sob condição natural de estocar 581 Mg ha^{-1} de carbono orgânico e de armazenar 8,6 milhões de litros de água por hectare, até a profundidade de um metro, justifica plenamente que os mesmos não devam ser drenados.

Palavras chave: Gases do efeito estufa. Perda de carbono. Nascentes. Temperatura e precipitação. Nível freático e potencial redox. Potencial de aquecimento global.

ABSTRACT

GREENHOUSE FLUXES IN HISTOSOL UNDER NATURAL CONDITIONS AND AFTER DRAINAGE - PARANA - BRAZIL

Large quantities of organic carbon are trapped in histosols which can be either a source or a sink of methane, nitrous oxide and carbon dioxide. Intrinsic soil characteristics, changes in soil use and management, in addition to climate factors, influence intensively in the flow of these gases, but artificial drainage is one of the practices that most affect their behavior. This research was carried out in order to evaluate the influence of drainage in the flow of methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O) and carbon dioxide (CO₂), considering variations in groundwater level, in the soil gravimetric moisture, as well as air temperature and rainfall. An experiment was carried out over a two year period in an Typic Haplosaprists within an experimental farm located in Ponta Grossa, PR, a town situated in the second plateau of that state. Under natural conditions, and with full hydromorphic, there was an emission of CH₄, from 238 to 5365 µg of CH₄ m⁻² h⁻¹. In the drained area, the removal of water has determined the consumption of liquid methane between 39 and 242 µg of CH₄ m⁻² h⁻¹. Net consumption of N₂O in soil under natural conditions varied from -0,13 to -31,2 µg of N₂O m⁻² h⁻¹. However, in the drained area, the removal of water has determined a net emission in rates that may vary between 0,19 to 55,7 µg of N₂O m⁻² h⁻¹. In drained soil the increase in the number of days after drainage has determined the increase of the emission of N₂O. Under natural conditions, consumption of nitrous oxide was observed due to the excessive moisture and low values for redox potential. Under natural conditions emission rates of carbon dioxide ranged from 244 to 870 mg of CO₂ m⁻² h⁻¹. In the drained area the same flow has varied from 238 to 1018 mg of CO₂ m⁻² h⁻¹. Although there was no significant difference in the rate of carbon dioxide emission in both soil, the effect of accumulated drainage resulted in an increase of 17,9 Mg C- CO₂ eq ha⁻¹ yr⁻¹ in the global warming potential overall, due to the loss of 37,8 Mg C from the stock of soil carbon, up to a meter deep, in just two years. The flow of methane was significantly affected by air temperature over time in natural histosols only. In histosol drained the temperature effect was secondary, once the decreased moisture was the factor that determined the consumption of CH₄. Air temperature had a major effect on the flow of nitrous oxide only in natural histosol. On the other hand, rainfall had a notorious effect over the flow of N₂O in drained histosol. Rainfall had no major effect on CH₄ flow for both, natural and drained soil. In the first, the rainfall did not increased the high natural moisture of the soil and in the second, the rainfall water was rapidly removed due to the high soil permeability. In the case of CO₂, air temperature and the rainfall intensively has influenced the flows in both soils. Although the drainage has transformed drained histosol in a methane sink, this soil started releasing nitrous oxide and large quantities of carbon dioxide. Given that histosols located in hydrophilous grassland perform important functions for the ecosystem, such as acting as a carbon sink, retaining water and contributes in the decrease of the quantities of nitrate, could possibly change it into N₂, so they should not be drained but effectively preserved. The capacity of histosol, under natural conditions, of trapping 581 Mg ha⁻¹ of organic carbon and 8,6 million liter of water per hectare, at one meter depth, justifies entirely that they must not be drained.

Keywords: Greenhouse Gases. Carbon loss. Springs. Air temperature. Rainfall.
Waterbed level. Redox potential and global warming potential.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1 - ANÁLISES FÍSICO-HÍDRICAS E QUÍMICAS DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO ÁLICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE.....	31
TABELA 2 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE VARIÁVEIS PEDOLÓGICAS E METEOROLÓGICAS E O EFLUXO DE CH ₄ EM ORGANOSSOLO NATURAL E O INFLUXO DE CH ₄ NO ORGANOSSOLO DRENADO.....	39
TABELA 3 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DO EFEITO DA DRENAGEM E DOS FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS SOBRE OS FLUXOS DE CH ₄ , PELO MODELO ADITIVO GENERALIZADO - GAM.....	47
TABELA 4 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE POTENCIAL REDOX, NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15 , 20, 30 E 40 cm E O EFLUXO DE CH ₄ NO ORGANOSSOLO NATURAL E O INFLUXO DE CH ₄ NO ORGANOSSOLO DRENADO.....	50

CAPÍTULO 2

TABELA 1 - ANÁLISES FÍSICO-HÍDRICAS E QUÍMICAS DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO ÁLICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE.....	69
TABELA 2 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DO EFEITO DA DRENAGEM E DOS FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS SOBRE OS FLUXOS DE N ₂ O PELO MODELO ADITIVO GENERALIZADO - GAM.....	76
TABELA 3 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS E O INFLUXO DE N ₂ O, NO ORGANOSSOLO NATURAL E O EFLUXO DE N ₂ O NO ORGANOSSOLO DRENADO.....	77
TABELA 4 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE POTENCIAL REDOX, NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm E O INFLUXO DE N ₂ O NO ORGANOSSOLO NATURAL E O EFLUXO DE N ₂ O NO ORGANOSSOLO DRENADO.....	85
TABELA 5 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE N-NH ₄ ⁺ E N-NO ₃ ⁻ , NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm, EFLUXO DE CO ₂ E TEMPO, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO, POR PERÍODO.....	92
TABELA 6 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE N-NO ₃ ⁻ E N-NH ₄ ⁺ NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm E O INFLUXO DE N ₂ O EM ORGANOSSOLO NATURAL E EFLUXO DE N ₂ O NO ORGANOSSOLO DRENADO.....	93

CAPÍTULO 3

TABELA 1 - ANÁLISES FÍSICO-HÍDRICAS E QUÍMICAS DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO ÁLICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE.....	114
TABELA 2 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS E O EFLUXO DE CO ₂	120
TABELA 3 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DO EFEITO DA DRENAGEM E DOS FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS SOBRE O EFLUXO DE CO ₂ , PELO MODELO ADITIVO GENERALIZADO - GAM.....	127
TABELA 4 - BALANÇO DE CARBONO EM ORGANOSSOLO DRENADO E SUA RELAÇÃO COM O POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL - PAG.....	131

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

FIGURA 1 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	30
FIGURA 2 -	PRECIPITAÇÃO SEMANAL ACUMULADA (BARRAS) E TEMPERATURA MÉDIA SEMANAL (LINHAS) AO LONGO DO PERÍODO DE ESTUDO, POR ESTAÇÃO DO ANO.....	36
FIGURA 3 -	FLUXO DE METANO ($\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR (a). CONSUMO DE METANO EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR (b).....	38
FIGURA 4 -	NÍVEL FREÁTICO EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	44
FIGURA 5 -	UMIDADE GRAVIMÉTRICA NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	45
FIGURA 6 -	POTENCIAL REDOX (mV) EM ORGANOSSOLO NATURAL, NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, PONTA GROSSA, PR.....	49
FIGURA 7 -	POTENCIAL REDOX (mV) EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE, NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, PONTA GROSSA, PR.....	51
FIGURA 8 -	FLUXO ACUMULADO DE METANO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR.....	53

CAPÍTULO 2

FIGURA 1 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	68
FIGURA 2 -	PRECIPITAÇÃO SEMANAL ACUMULADA (BARRAS) E TEMPERATURA MÉDIA SEMANAL (LINHAS) AO LONGO DO PERÍODO DE ESTUDO, POR ESTAÇÃO DO ANO.....	73
FIGURA 3 -	FLUXO DE ÓXIDO NITROSO ($\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	75
FIGURA 4 -	NÍVEL FREÁTICO EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM, PONTA GROSSA, PR.....	78
FIGURA 5 -	UMIDADE GRAVIMÉTRICA NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	79
FIGURA 6 -	POTENCIAL REDOX (mV) EM ORGANOSSOLO NATURAL NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, PONTA GROSSA, PR.....	84
FIGURA 7 -	POTENCIAL REDOX (mV) EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20,	

	30 E 40 cm, PONTA GROSSA, PR.....	86
FIGURA 8 -	TEOR DE N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹) E DE N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO NATURAL, PONTA GROSSA, PR.....	87
FIGURA 9 -	TEOR DE N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹) E DE N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR.....	89
FIGURA 10 -	TEOR DE N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm E CONSUMO DE N ₂ O (μg m ⁻² h ⁻¹) EM ORGANOSSOLO NATURAL, PONTA GROSSA, PR.....	94
FIGURA 11 -	TEOR DE N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm E EMISSÃO DE N ₂ O (μg m ⁻² h ⁻¹) EM ORGANOSSOLO DRENADO, PONTA GROSSA, PR.....	95
FIGURA 12 -	FLUXO ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	96

CAPÍTULO 3

FIGURA 1 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	113
FIGURA 2 -	PRECIPITAÇÃO SEMANAL ACUMULADA (BARRAS) E TEMPERATURA MÉDIA SEMANAL (LINHAS) AO LONGO DO PERÍODO DE ESTUDO, POR ESTAÇÃO DO ANO.....	118
FIGURA 3 -	FLUXO DE DIÓXIDO DE CARBONO (mg CO ₂ m ⁻² h ⁻¹) EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	119
FIGURA 4 -	NÍVEL FREÁTICO EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	122
FIGURA 5 -	UMIDADE GRAVIMÉTRICA NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	123
FIGURA 6 -	TEORES DE CARBONO (g/kg) NOS HORIZONTES H1 A H5 NO ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE EM FUNÇÃO DO TEMPO DE DRENAGEM.....	126
FIGURA 7 -	FLUXO ACUMULADO DE DIÓXIDO DE CARBONO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR.....	128

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	20
REFERÊNCIAS	22
2 CAPÍTULO I	
FLUXO DE METANO EM ORGANOSSOLO SOB ESTEPE HIDRÓFILA EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM - PARANÁ - BR	25
RESUMO	25
ABSTRACT	26
2.1 INTRODUÇÃO.....	27
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	30
2.2.1 Experimento de campo.....	30
2.2.2 Coleta de amostras de ar.....	32
2.2.3 Parâmetros pedológicos.....	33
2.2.4 Variáveis meteorológicas.....	34
2.2.5 Análise estatística.....	34
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
2.3.1 Efeito dos fatores meteorológicos sobre o fluxo de CH ₄	36
2.3.2 Efeito da drenagem sobre o fluxo de CH ₄	42
2.3.3 Efeito do potencial redox sobre o fluxo de CH ₄	47
2.3.4 Fluxo acumulado de metano.....	51
2.3.5 Considerações adicionais.....	53
2.4 CONCLUSÕES.....	55
REFERÊNCIAS	56
3 CAPÍTULO II	
FLUXO DE ÓXIDO NITROSO EM ORGANOSSOLO SOB ESTEPE HIDRÓFILA EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM - PARANÁ - BR	62
RESUMO	62
ABSTRACT	63
3.1 INTRODUÇÃO.....	64
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	68
3.2.1 Experimento de campo.....	68
3.2.2 Coleta de amostras de ar.....	70
3.2.3 Parâmetros pedológicos.....	71
3.2.4 Variáveis meteorológicas.....	72
3.2.5 Análise estatística.....	72
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
3.3.1 Efeito dos fatores meteorológicos sobre o fluxo de N ₂ O.....	73
3.3.2 Efeito da drenagem sobre o fluxo de N ₂ O.....	78
3.3.3 Efeito do potencial redox sobre o fluxo de N ₂ O.....	83
3.3.4 Teores de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ no solo.....	87
3.3.5 Influência dos teores de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ no solo sobre o fluxo de N ₂ O... ..	93
3.3.6 Fluxo acumulado de óxido nitroso.....	95
3.3.7 Considerações adicionais.....	97
3.4 CONCLUSÕES.....	98
REFERÊNCIAS	99
4 CAPÍTULO III	

FLUXO DE CO₂ E ESTOQUE DE CARBONO EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM - PARANÁ - BR.....	107
RESUMO.....	107
ABSTRACT.....	108
4.1 INTRODUÇÃO.....	109
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	112
4.2.1 Experimento de campo.....	112
4.2.2 Coleta de amostras de ar.....	112
4.2.3 Parâmetros pedológicos.....	115
4.2.4 Variáveis meteorológicas.....	116
4.2.5 Análise estatística.....	116
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	117
4.3.1 Efeito dos fatores meteorológicos sobre o fluxo de CO ₂	117
4.3.2 Efeito da drenagem sobre o fluxo de CO ₂	121
4.3.3 Fluxo acumulado de dióxido de carbono no solo.....	127
4.3.4 Efeito da drenagem sobre o estoque de carbono no solo.....	129
4.3.5 Efeito da drenagem sobre o potencial de aquecimento global.....	130
4.3.6 Considerações adicionais.....	132
4.4 CONCLUSÕES.....	133
REFERÊNCIAS.....	134
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	140
6 RECOMENDAÇÕES.....	140
ANEXOS.....	142

1 INTRODUÇÃO GERAL

A compreensão dos processos de produção de gases de efeito estufa a partir de solos hidromórficos é importante para completar o entendimento do ciclo global do carbono (PAGE; DALAL, 2011).

O dióxido de carbono, o metano e o óxido nitroso são os mais importantes gases de efeito estufa, contribuindo em 60%, 20% e 6%, respectivamente, com o aquecimento global (IPCC, 2007).

Durante o período de 1750 a 2005 a concentração de CO₂ na atmosfera aumentou de aproximadamente 280 para 380 ppm, a de CH₄ se elevou de 715 ppb para 1774 ppb, além de um acréscimo de 270 ppb para 319 ppb na quantidade de N₂O (FORSTER *et al.*, 2007). Esta elevação ocorreu principalmente por ações antrópicas como incremento do uso de combustíveis fósseis e da poluição industrial, aumento das queimadas, agricultura praticada de forma insustentável, uso irracional dos recursos naturais e mudanças no uso da terra (IPCC, 2001, 2007).

O excesso de água no solo limita a difusão de oxigênio e cria condições anaeróbicas propícias para a produção de metano e de óxido nitroso (REDDY; DELAUNE, 2008). Por outro lado, esta deficiência de oxigênio permite baixos índices de decomposição microbiana, resultando no armazenamento de grandes quantidades de carbono orgânico (ALONGI *et al.*, 2001; WHITING; CHANTON, 2001).

A drenagem de solos saturados com água afeta a maioria dos fatores que controlam a produção, o consumo e o fluxo líquido dos gases de efeito estufa (PAAVILAINEN; PÄIVÄNEN, 1995; MINKKINEN *et al.*, 2002). A oxidação do solo provocada pela drenagem pode causar tanto o decréscimo na produção de metano (WANG *et al.*, 1996) quanto a perda de carbono orgânico (ARMENTANO; MENGES, 1986; FURUKAWA *et al.*, 2005). Organossolos drenados e cultivados deixam de ser sumidouros de CO₂ e de nitrogênio e transformam-se em persistentes fontes dos mesmos (LOHILA *et al.*, 2003; MALJANEN *et al.*, 2002, 2004).

No Estado do Paraná é comum a presença de nascentes em áreas situadas em altitudes superiores a 800m, sobretudo, naquelas localizadas em reversos de *cuestas*, sujeitas a baixa temperatura e a elevada precipitação, onde ocorrem os Organossolos dispostos sob estepes hidrófilas, os quais constituem importantes reservatórios de carbono e água, além de abrigarem elevada biodiversidade.

Estes solos podem armazenar uma quantidade de água equivalente a 4,5 a 30 vezes o seu peso seco (SOIL SURVEY STAFF, 1992). Scheer *et al.* (2011) registraram que Organossolos sob campo altomontano estocam 315 Mg ha⁻¹ de carbono e 3,4 milhões de litros de água por hectare até a profundidade de 58 cm. No que se refere a riqueza de espécies vegetais, Andrade (2011) e Kozera (2008) registraram, respectivamente, 146 espécies em 0,65 ha e 87 espécies em aproximadamente 4 ha, em Organossolos de altitude sob estepe.

Entretanto, a maioria dessas nascentes estão sujeitas a vários tipos de intervenções antrópicas, entre elas, a exploração agropecuária, a qual tem alterado as funções ecológicas destes ambientes. No Brasil, informações sobre fluxos de gases de efeito estufa em nascentes com alto grau de hidromorfia onde ocorrem Organossolos e os efeitos da drenagem sobre tais fluxos, são inexistentes.

Para este estudo supôs-se que a drenagem artificial modificaria os fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O em diferentes intensidades e alteraria o potencial de aquecimento global e que as variações sazonais na temperatura do ar e na precipitação também influenciariam os fluxos destes gases.

Os objetivos desta pesquisa foram quantificar, durante um período de 26 meses, os fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O em Organossolo Háplico sáprico típico sob vegetação estépica em condições naturais e após drenagem e indicar as alterações pedológicas e as variáveis climáticas que mais influenciam estes fluxos.

REFERÊNCIAS

ALONGI, D. M.; WATTAYAKORN, G.; PFITZNER, J.; TIRENDI, F.; ZAGORSKIS, I.; BRUNSKILL, G. J.; DAVIDSON, A.; CLOUGH, B. F. Organic carbon accumulation and metabolic pathways in sediments of mangrove forests in Southern Thailand. **Marine Geology**, Amsterdam, v. 179, p. 85-103, 2001.

ANDRADE, B. O.; KOZERA, C.; CURCIO, G. R.; GALVÃO, F. Vascular gasland plants of Tibagi River Spring, Ponta Grossa, Brazil. **Chek List**, Jaboticabal, v. 7, n. 3, p. 257-262, 2011.

ARMENTANO, T. V.; MENGES, E. S. Patterns of changes in the carbon balance of organic soils-wetlands of temperate zone. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 74, p. 755-774, 1986.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNSTEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D. W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D. C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHUTZ, M.; van DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Climate change 2007: the physical science basis - contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Changes**. Cambridge, UK: University Press, 2007. p. 129-234.

FURUKAWA, Y.; INUBUSHI, K.; ALI, M.; ITANG, A. M.; TSURUTA, H. Effect of changing groundwater levels caused by land-use changes on greenhouse gas fluxes from tropical peat lands. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Dordrecht, v. 71, p. 81-91, 2005.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2001: synthesis report. In: WATSON, R. T. (Ed.). **A Contribution of Working Groups I, II and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University, 2001.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2007: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University, 2007.

KOZERA, C. **Florística e fitossociologia de uma formação pioneira com influência fluvial e de uma estepe gramíneo-lenhosa em diferentes unidades geopedológicas, município de Balsa Nova, Paraná - Brasil**. 267 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

LOHILA, A.; AURELA, M.; REGINA, K.; LAURILA, T. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: effects of soil and crop type. **Plant Soil**, The Hague, v. 251, p. 303-317, 2003.

MALJANEN, M.; MARTIKAINEN, P. J.; AALTONEN, H.; SILVOLA, J. Short-term variation in fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in cultivated and forested organic boreal soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 577-584, 2002.

MALJANEN, M.; KOMULAINEN, V. M.; HYTONEN, J.; MARTIKAINEN, P. J.; LAINE, J. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 1801-1808, 2004.

MINKKINEN, K.; KORHONEN, R.; SAVOLAINEN, I.; LAINE, J. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100 – the impact of forestry drainage. **Global Change Biology**, West Sussex, v. 8, p. 785-799, 2002.

PPAVILAINEN, E.; PÄIVÄNEN, J. **Peatlands forestry-ecology and principles**. Berlin: Springer, 1995. (Ecological Studies, 111).

PAGE, K. L.; DALAL, R. C. Contribution of natural and drained wetland systems to carbon stocks, CO₂, N₂O and CH₄ fluxes: an Australian perspective. **Soil Research**, Rome, v. 49, p. 377-388, 2011.

REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. **Biogeochemistry of wetlands: science and applications**. London: Taylor & Francis, 2008.

SCHEER, M. B.; CURCIO, G. R.; RODERJAN, C. V. Funcionalidades ambientais de solos altomontanos na Serra da Igreja, Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 35, p. 1013-1026, 2011.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy**. 5. ed. Virginia: Pocahontas, 1992.

WANG, Z. P.; ZENG, D.; PATRICK, W. H. Methane emissions from natural wetlands. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 42, p. 143-161, 1996.

WHITING, G. J.; CHANTON, J. P. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. **Tellus. Serie B: Chemical and Physical**

Meteorology, Hoboken, v. 53, p. 521-528, 2001.

2 CAPÍTULO I

FLUXO DE METANO EM ORGANOSSOLO SOB ESTEPE HIDRÓFILA EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM - PARANÁ - BR

RESUMO

Organossolos estocam quantidades expressivas de carbono orgânico e podem atuar como fonte ou sumidouro de metano (CH_4), dependendo do balanço entre metanogênese e metanotrofia. Atributos pedológicos e fatores meteorológicos, além das práticas de manejo, influenciam os fluxos de metano no solo. O objetivo deste estudo foi avaliar os fluxos de metano em Organossolo Háplico sáprico típico sob estepe hidrófila de altitude, em condição natural e após drenagem artificial. Variáveis pedológicas e meteorológicas foram avaliadas para auxiliar a interpretação dos fluxos. Uma pesquisa experimental foi conduzida em uma nascente do rio Tibagi (Ponta Grossa, PR), onde foram avaliados os fluxos de CH_4 . Seis câmaras estáticas foram instaladas em cada área, possibilitando a coleta de amostras de ar durante 26 meses, sendo que a concentração de CH_4 foi determinada por cromatografia gasosa. No solo em condição natural ocorreu efluxo líquido de CH_4 cujas taxas variaram de 238 a 5365 μg de CH_4 m^{-2} h^{-1} . Por sua vez, na área drenada artificialmente, a oxigenação do solo determinou o influxo líquido em taxas que variaram de 39 a 242 μg de CH_4 m^{-2} h^{-1} . No solo drenado, a menor altura média do nível freático (-57,6 cm) e, conseqüentemente, a menor umidade gravimétrica média na camada de 0-10 cm (5,1 kg kg^{-1}), foram os principais fatores determinantes para o consumo acumulado de 10 kg ha^{-1} ano^{-1} de CH_4 . Em condição natural, o nível freático médio ficou 6 cm abaixo da superfície e a umidade gravimétrica média foi 9,9 kg kg^{-1} na camada de 0-10 cm, sendo que a emissão de CH_4 foi relacionada à temperatura média do ar, totalizando 167 kg ha^{-1} ano^{-1} de CH_4 . Apesar de Organossolos sob estepe hidrófila atuarem como fonte de metano, os mesmos possuem importantes funções no ecossistema, como acumular carbono orgânico e armazenar água, não devendo, portanto, ser drenados como alternativa para redução da emissão de metano, mas efetivamente preservados.

Palavras-chave: Gás de efeito estufa. Nascentes. Nível freático. Umidade gravimétrica. Temperatura do ar e precipitação. Potencial redox.

METHANE FLUXES IN A WETLAND HISTOSOL UNDER NATURAL AND DRAINED CONDITIONS - PARANÁ - BRAZIL

ABSTRACT

Histosols traps significant amounts of organic carbon and may serve as source or sink of methane (CH_4), depending upon the balance between methanogenesis and methanotrophy. Pedological attributes and climate factors, as well as management practices, influence the fluxes of CH_4 in the soil. The purpose of this study was to assess CH_4 flow in a Haplic Histosol of a high altitude wetland, either under natural or drained conditions. Soil and climate variables were also assessed. An experiment was conducted in the source of Tibagi river (Ponta Grossa, PR), where CH_4 emissions were assessed in a natural and drained area. Six static chambers were installed in each area, that allowed air sampling during 26 months, and the CH_4 concentration was determined by gas chromatography. The natural soil showed a net efflux of CH_4 , with rates varying from 238 to 5365 $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. In drained soil, the lowest water table level (-57,6 cm) and the lower gravimetric water content in 0-10 cm (5,1 kg kg^{-1}) were the main causes of the cumulative consumption of 10 $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ of CH_4 . In natural condition, the water table level was in average -6 cm and the gravimetric water content was 9.9 kg kg^{-1} in 0-10 cm, being the CH_4 emission related to the average air temperature, totalizing 167 $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ of CH_4 . Despite Histosol of wetlands are CH_4 sources, those soils have important ecosystem functions, like storage of organic carbon and water, so that they must not be drained as an alternative to curb CH_4 emission, but effectively preserved instead.

Keywords: Greenhouse gases. Springs. Water table. Water content. Air temperature. Precipitation. Redox potential.

2.1 INTRODUÇÃO

Depois do dióxido de carbono e do vapor de água o metano (CH₄) é o gás mais importante para o efeito estufa (BAIRD, 2002). Uma molécula de metano causa um aquecimento 25 vezes maior do que o CO₂ (IPCC, 2007).

O CH₄, cuja emissão é afetada por mudanças no uso do solo, contribui com 15 a 20% das emissões globais de gases de efeito estufa (WUEBBLES *et al.*, 2000; IPCC, 2007), enquanto os ecossistemas naturais, como terras úmidas e lagos, são responsáveis por aproximadamente 1/3 da emissão global de CH₄ (FORSTER *et al.*, 2007). Solos hidromórficos, incluindo Organossolos, correspondem a 3% da superfície terrestre e apenas 1% do território brasileiro (VALLADARES, 2003). Esses solos têm grande capacidade de estocar carbono (C) em comparação aos solos que apresentam nível freático baixo (RAICH; POTTER, 1995; ALONGI *et al.*, 2001; WHITING; CHANTON, 2001). Por outro lado, podem ser significativas fontes de CH₄ (HAYES; CLAPP, 2001; WHALEN, 2005).

Os fluxos de CH₄ do solo representam o balanço entre os processos de metanogênese e metanotrofia. Estes processos são regulados pelo suprimento de oxigênio no solo e disponibilidade de C lábil, sendo que em condições anaeróbicas predomina a metanogênese. Atributos e processos pedológicos (ROULET; MOORE, 1995; WHALEN, 2005; JAUHAINEN *et al.*, 2008), microbiológicos (Le MER; ROGER, 2001; KÖGEL-KNABNER *et al.*, 2010; PAGE; DALAL, 2011) e fatores climáticos (von ARNOLD *et al.*, 2005; DALAL; ALLEN, 2008; JIANG *et al.*, 2009), além da vegetação (FURUKAWA *et al.*, 2005; KOH *et al.*, 2009) e do manejo das áreas (ELDER; LAL, 2008; HUANG *et al.*, 2010), controlam os fluxos de CH₄ em solos hidromórficos.

A oscilação do nível freático e a altura em que o mesmo permanece em Organossolos altera a intensidade e a duração dos processos de produção e oxidação de CH₄ (FURUKAWA *et al.*, 2005; von ARNOLD *et al.*, 2005; JAUHAINEN *et al.*, 2008). Quando a altura do nível freático apresenta pequena amplitude de variação, o potencial máximo de produção de CH₄ em Organossolo ocorre em torno de 20 cm abaixo do nível de água, enquanto o potencial máximo de oxidação pode ocorrer até 10 cm abaixo da lâmina de água (KETTUNEN *et al.*, 1999), porque ainda

há oxigênio nesta profundidade.

Nestes solos, a emissão de CH₄ diminui logaritmicamente com o rebaixamento do nível freático (MOORE; DALVA, 1993; FURUKAWA *et al.*, 2005), e com o aumento nos valores de potencial redox (FURUKAWA *et al.*, 2005; KOH *et al.*, 2009).

A drenagem artificial também afeta a capacidade destas áreas em fixar carbono e armazenar água. Huang *et al.* (2010) estimaram que os solos dos pântanos que foram convertidos em lavouras, entre 1950 e 2000, perderam aproximadamente 50% do carbono orgânico, sendo que 70% desta perda se deu entre 0 e 20 cm de profundidade. Andrade (2010) registrou redução de 6 para 2 kg kg⁻¹ na umidade gravimétrica na camada de 0 a 10 cm, comparando Organossolo natural e drenado.

Entre os fatores climáticos que condicionam os fluxos de CH₄, a temperatura e a precipitação são muito citados na literatura, embora a influência dos mesmos sobre os fluxos seja muito variável (Le MER; ROGER, 2001; WHALEN, 2005; DALAL; ALLEN, 2008; KOH *et al.*, 2009; HUANG *et al.*, 2010).

No Estado do Paraná, áreas de nascentes são de extrema recorrência nas paisagens situadas em altitudes superiores a 800m, principalmente nos reversos de *cuestas*, onde ocorrem Organossolos sob estepe hidrófila, os quais constituem importantes reservatórios de carbono e água, além de abrigarem, segundo Kozera (2008) e Andrade (2010), elevada biodiversidade. Dependendo do grau de decomposição da matéria orgânica, estes solos podem armazenar uma quantidade de água equivalente a 4,5 a 30 vezes o seu peso seco (SOIL SURVEY STAFF, 1992). Scheer *et al.* (2011) indicam que Organossolos sob campo altomontano estocam 314,7 Mg ha⁻¹ de carbono e 3,4 milhões de litros de água por hectare até a profundidade de 58 cm. No que se refere a riqueza de espécies vegetais, Andrade (2011) e Kozera (2008) registraram, respectivamente, 146 espécies em 0,65 ha e 87 espécies em aproximadamente 4 ha, em Organossolos de altitude sob vegetação campestre.

Entretanto, a maioria dessas nascentes encontram-se alteradas por eventuais usos agropecuários, que promovem a alteração das suas funções ecológicas. No Brasil, informações sobre fluxos de CH₄ em ambientes úmidos naturais de ocorrência de Organossolos e os efeitos da drenagem artificial sobre tais fluxos, são inexistentes.

Elaborou-se a hipótese de que a drenagem alteraria intensamente os fluxos de metano e que as oscilações na temperatura do ar e na precipitação também afetariam estes fluxos, tanto no organossolo natural como no drenado.

Este estudo objetivou avaliar os fluxos de CH_4 em Organossolo Háplico sáprico típico, sob condição natural e drenado, considerando a influência de variáveis pedológicas e climáticas ao longo do tempo.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Experimento de campo

O experimento foi conduzido em área de estepe hidrófila com dimensão de 6,5 ha ($25^{\circ}09'59''\text{S}$; $50^{\circ}04'45''\text{O}$), a 860 m de altitude, localizada na fazenda da Embrapa SPM-EPGA (Serviço de Produtos e Mercado - Escritório de Ponta Grossa, PR), segundo planalto paranaense, região dos Campos Gerais (Figura 1).

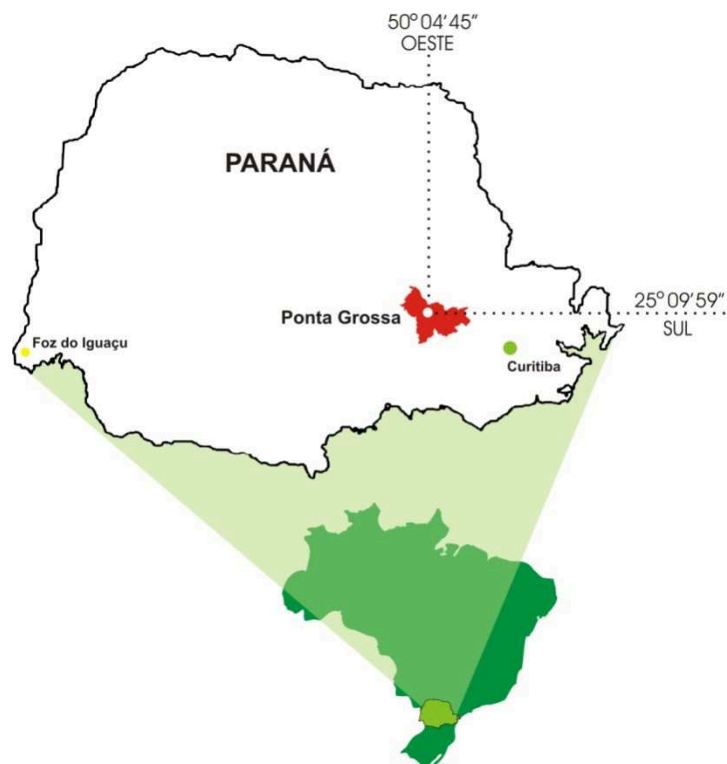


FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O local de estudo compreende uma nascente do rio Cará-Cará, afluente do rio Tibagi. O clima local é do tipo Cfb, mesotérmico úmido, sem estação seca, temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C , temperatura média do mês mais frio menor do que 18°C e precipitação entre 1100 e 2000 mm. A paisagem encontra-se inserida em reverso distal de *cuesta*, modelada sobre folhelho argiloso da Formação Ponta Grossa, pertencente ao Grupo Paraná, Paleozóico. Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS *et al.*, 2006), o solo foi classificado como ORGANOSSOLO HÁPLICO sáprico típico álico relevo plano fase campo subtropical hidrófilo de altitude, apresentando disposição sequencial de

horizontes hísticos, em elevado grau de decomposição, com 100 cm de espessura. Na Tabela 1 constam as principais características químicas e físicas do solo.

TABELA 1 - ANÁLISES FÍSICO-HÍDRICAS E QUÍMICAS DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO ÁLICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE

Horizonte		Densidade do Solo		Porosidade Total Volumétrica	Permeabilidade Saturada ⁽¹⁾	
Símbolo	Profundidade	Tempo zero	26 meses	---	Tempo zero	26 Meses
	----cm----	-----kg/dm ³ -----		---%---	-----cm/h-----	
H1	0 - 20	0,15	0,16	95	72 r	276 r
H2	20 - 40	0,21	0,22	92	25 r	7 mr
H3	40 - 60	0,47	0,44	82	13 mr	28 r
H4	60 - 80	0,58	0,51	78	36 r	12 mr
H5	80 - 100	0,50	0,52	81	21 r	14 mr

Horizonte		pH H ₂ O (1:1,25)	Saturação em Bases (V)	Saturação em Alumínio (m)	Carbono Orgânico	
Símbolo	Profundidade				Tempo zero	26 Meses
	----cm----		-----%-----		-----g/kg-----	
H1	0 - 20	5,0	4,80	58	276,32	194,00
H2	20 - 40	5,3	0,93	87	281,40	169,30
H3	40 - 60	5,3	0,68	93	186,96	170,40
H4	60 - 80	5,1	0,62	96	90,43	119,20
H5	80 - 100	5,0	0,50	97	99,50	122,10
Cg1	100 - 110	5,2	1,00	94	52,75	-

⁽¹⁾ As letras r (rápida) e mr (moderadamente rápida), referem-se às classes de permeabilidade saturada segundo o SOIL SURVEY STAFF (1951). A composição granulométrica e os teores de Ca⁺², Mg⁺², K⁺, Na⁺, Al⁺³, H⁺ e N, encontram-se no Anexo 1. A trincheira onde o Organossolo foi coletado pode ser vista no Anexo 2.

O experimento constou de dois tratamentos (solo em condição natural, e solo drenado). Nos dois tratamentos, em cada um dos 29 eventos de coleta, a amostragem foi realizada em seis câmaras estáticas, correspondentes a seis repetições. As câmaras foram instaladas em duas linhas, sendo que cada linha recebeu três delas. O espaçamento entre as câmaras foi de aproximadamente 4,5 m por 3,5 m. A drenagem foi realizada em uma área de 30 m × 10 m, nos dias 08 e 09/09/2010, através da escavação de canais trapezoidais (largura superior de 1,5 m, largura inferior de 1,2 m e profundidade de 0,65 m) no perímetro da área, com auxílio de retroescavadeira acoplada a um trator de esteira (Anexo 3). A área drenada foi relativamente pequena visando minimizar a perturbação do campo hidrófilo. A 45 m da área drenada, na mesma cota topográfica e fitofisionomia, foi delimitada uma área de 15 m × 15 m para representar o Organossolo em condição natural (sem drenagem).

2.2.2 Coleta de amostras de ar

A avaliação das emissões de CH₄ iniciaram um dia após a drenagem do solo e no período de um pouco mais de dois anos (10/9/2010 a 16/10/2012) foram realizadas 29 amostragens de ar. No primeiro mês, a frequência de amostragem foi mais intensa, para não se perder o efeito inicial da drenagem. Com este objetivo foram realizadas avaliações aos 1, 4, 8 e 14 dias, seguidas de 25 coletas mensais. O primeiro ano de estudo refere-se ao período compreendido entre 10/9/2010 e 26/9/2011 e o segundo, entre 27/9/2011 e 16/10/2012 (Anexo 4).

Imediatamente após a drenagem do solo, seis bases circulares de metal (Anexo 5) foram instaladas em cada tratamento. As bases utilizadas tinham diâmetro interno de 38 cm e foram inseridas a 15 cm de profundidade no solo. Na parte inferior da base, junto a superfície do solo, foram abertos quatro orifícios circulares com 2 cm de diâmetro, para permitir a circulação de água dentro das bases. No momento das coletas de amostras de ar estes orifícios foram fechados com rolha de borracha.

Amostras de ar foram coletadas em câmaras estáticas baseando-se nos modelos utilizados por Gomes *et al.* (2009) e Elder e Lal (2008). Em cada evento de coleta, câmaras de PVC (Anexo 5) com 40 cm de altura foram assentadas sobre uma canaleta situada na parte superior da base com 4 cm de altura e 6 cm de largura. Essa canaleta foi preenchida com água para vedar o sistema câmara-base. Em sua parte superior, as câmaras foram equipadas com termômetro, ventilador para homogeneizar o ar e torneira de três vias acoplada a um septo de borracha para a tomada de amostras, que foi feita por seringas de polipropileno de 20 ml. As amostras de ar foram coletadas aos 0, 15, 30 e 45 minutos após o fechamento da câmara, no período entre 9:00 e 11:00 horas da manhã.

As seringas contendo as amostras foram acondicionadas em caixa de isopor com gelo reutilizável a base de polímero e enviadas imediatamente, por SEDEX-10, para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS, em Porto Alegre, RS. A partir da coleta 20 (04/01/2012) o conteúdo das seringas coletoras de gás passou a ser transferido para *vials* de vidro da marca LABCO, com volume de 12 ml.

A concentração de CH₄ foi determinada em cromatógrafo de fase gasosa (Shimadzu GC-2014) equipado com colunas Porapak-Q com temperatura de 70 °C,

gás de arraste N_2 a vazão de 30 mL min^{-1} , temperatura do metanador de $380 \text{ }^\circ\text{C}$ e detector de ionização de chama (FID) de $250 \text{ }^\circ\text{C}$.

Os fluxos de CH_4 foram calculados pela equação $F(CH_4) = d[CH_4]/dt \times 12 \times P \times V / R \times T$, onde $d[CH_4]/dt$ é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo; V e T são o volume (L) e temperatura interna ($^\circ\text{K}$) da câmara; P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm e R é a constante universal dos gases ($0,0821 \text{ L.atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$). A variação da concentração do gás no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. Considerando-se a área de solo contido na base da câmara, calculou-se a massa do gás que foi emitida por unidade de área e de tempo.

Os fluxos obtidos em $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ foram considerados como representativos do fluxo médio diário, conforme proposto por Jantália *et al.* (2008), e o efluxo ou influxo líquido acumulado por estação e anual foram calculados pela integração da área sob a curva, a qual foi estabelecida por interpolação dos valores diários dos fluxos.

2.2.3 Parâmetros pedológicos

As análises químicas e físico-hídricas do solo foram realizadas conforme metodologia proposta por Claessen (1997). O teor de carbono orgânico foi determinado por oxidação sob atmosfera de gás oxigênio em analisador automático *Analytik Jena*.

Em cada evento de amostragem de ar, três amostras de solo de 0 a 10 cm foram coletadas por parcela para determinação da umidade gravimétrica.

Visando o monitoramento da altura do nível freático, foram instalados quatro poços hídricos nas parcelas de cada tratamento. Os poços, feitos com tubos de PVC de 75 mm de diâmetro e 1,20 m de altura, alcançavam o horizonte mineral Cg. Os tubos possuíam quatro aberturas circulares de aproximadamente 1 cm de diâmetro, dispostas a cada 10 cm ao longo do comprimento do tubo, para permitir o rápido fluxo de água. Cada poço hídrico foi instalado entre duas câmaras. Leituras da altura do nível freático foram feitas a cada coleta do ar, com uso de uma trena rígida.

A quantidade de carbono estocada nos horizontes do solo foi calculada pela fórmula: estoque de C = teor de C (%) x densidade do solo (g/cm^3) x espessura do

horizonte (cm). O estoque total de C até 1 metro de profundidade foi obtido pela soma do C estocado em cada horizonte e expresso em Mg ha^{-1} .

O volume de água armazenado por hectare em cada horizonte do solo foi obtido pela fórmula: volume de água = [porosidade total (cm^3/cm^3)/1000] x espessura do horizonte (cm) x 100.000.000 (cm^3). O somatório dos cinco horizontes foi convertido em milhões de litros/ha, representando o volume total de água armazenado no solo até a profundidade de 1 metro.

Nas coletas 24, 25, 26, 28 e 29 foi determinado o potencial de oxi-redução (ORP) dos solos nas profundidades de 5, 10, 15, 20, 30 e 40 cm utilizando um pHmetro portátil modelo HI 8424 acoplado a um eletrodo combinado de ORP com corpo de vidro e sensor de platina, ambos da Marca HANNA e faixa de leitura entre 699,9 a 1999 mV, aproximadamente. Utilizou-se as classes de estado de redução, oxidado > 400 milivolts (mV), fracamente reduzido (400 a 200 mV), moderadamente reduzido (200 a -100 mV) e fortemente reduzido (< -100 mV), adaptadas de Tian-Yen (1985).

2.2.4 Variáveis meteorológicas

A temperatura do ar e a precipitação foram monitoradas diariamente, durante dois anos, por meio de uma estação meteorológica portátil Vantage Vue marca Davis instalada a aproximadamente 1 km da área experimental. O equipamento armazenava 24 registros diários de temperatura e de precipitação gerados com a média de cada hora.

2.2.5 Análise estatística

Os valores dos fluxos de CH_4 , umidade gravimétrica, altura do nível freático e potencial redox foram submetidos à análise de variância. As diferenças entre as médias do organossolo natural e drenado foram avaliadas pelo teste de Tukey (5%).

Para avaliar o efeito isolado das variáveis pedológicas e climáticas, foram determinados os coeficientes de correlação linear de Pearson (r) entre os fluxos de CH_4 e o nível freático, a umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm, a

temperatura média do ar e a precipitação acumulada, entre às 9 e 12 horas na ocasião das coletas e durante os períodos de 1, 3, 5, 7, 15 e 30 dias que antecederam as coletas.

Para avaliar conjuntamente os efeitos dos tratamentos (com e sem drenagem), dos componentes principais, os quais foram compostos pelos fatores pedológicos e meteorológicos e, do tempo (número de dias), sobre os fluxos de CH₄, utilizou-se o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) o qual além de analisar todas as variáveis simultaneamente, considera o fato de que as determinações dos fluxos ao longo do tempo não são isoladas entre si.

Todas as análises estatísticas foram realizadas com o *Software R* (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Efeito dos fatores meteorológicos sobre o fluxo de CH₄

No primeiro ano de estudo a temperatura média anual foi 17,5 °C e os valores médios semanais variaram entre 22,2 e 10,3 °C. As maiores temperaturas médias semanais ocorreram no final da primavera (21,8 °C), no verão (22,2 °C) e no início do outono (20,9 °C) e as menores (10,3 °C) foram registradas no inverno. No segundo ano de estudo a temperatura média anual foi 18,4 °C e os valores médios semanais oscilaram entre 24,7 e 10,3 °C. As maiores temperaturas médias semanais ocorreram no final da primavera (21,5 °C), em meados do verão (24,7 °C) e no início do outono (20,3 °C) e as menores (10,3 °C) foram registradas no inverno (Figura 2).

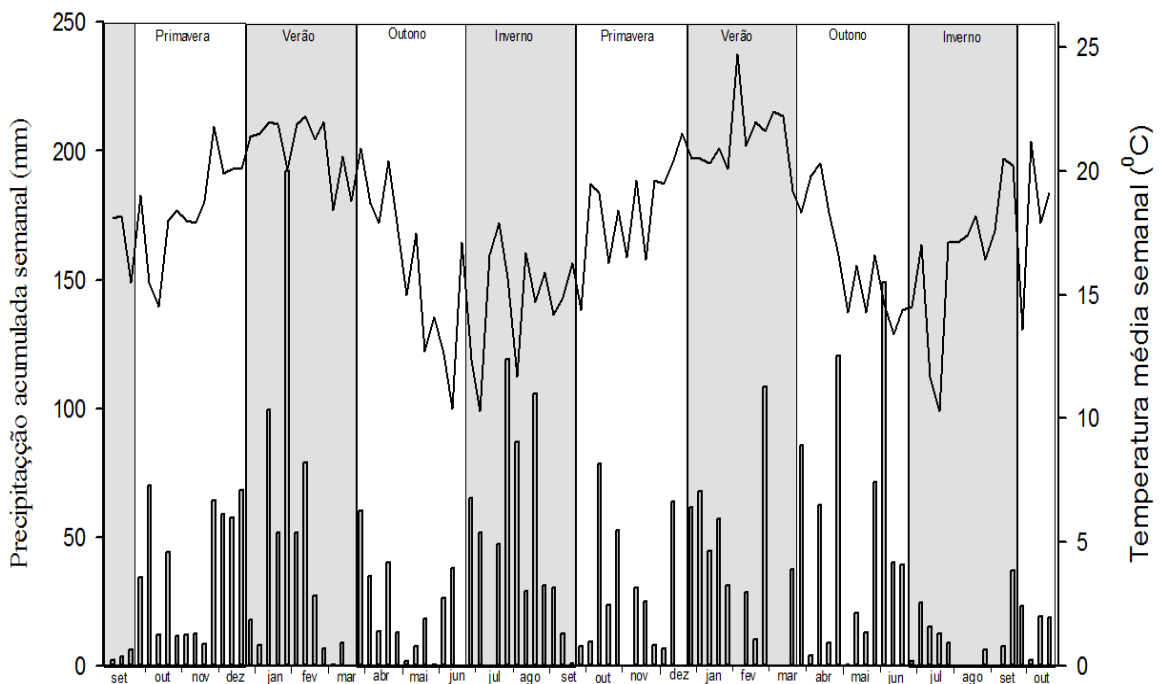


FIGURA 2 - PRECIPITAÇÃO SEMANAL ACUMULADA (BARRAS) E TEMPERATURA MÉDIA SEMANAL (LINHAS) AO LONGO DO PERÍODO DE ESTUDO, POR ESTAÇÃO DO ANO. OS VALORES QUE ORIGINARAM ESTA FIGURA ENCONTRAM-SE NO ANEXO 6.

Não houve diferenças marcantes na temperatura média semanal do ar das estações entre os dois anos. As temperaturas médias na primavera, verão, outono e inverno foram de 18,5, 21,0, 16,2 e 14,8 °C, respectivamente, no primeiro ano e de 18,4, 21,3, 16,3 e 16,5 °C, respectivamente, no segundo ano. No inverno de 2012 a

temperatura média semanal foi apenas 1,7 °C mais elevada do que no inverno de 2011.

A precipitação total acumulada ao longo do primeiro ano foi de 1837 mm. As estações mais chuvosas foram a primavera (442 mm), o verão (543 mm) e, atipicamente, o inverno (580 mm). No outono a precipitação acumulada foi 254 mm. A precipitação total acumulada ao longo do segundo ano foi de 1518 mm. As estações mais chuvosas foram o verão (446 mm) e atipicamente o outono (615 mm), seguidos pela primavera (298 mm) e inverno (114 mm). A precipitação anual no segundo ano de estudo foi 319 mm menor do que no primeiro, sendo que com exceção do outono, as outras estações foram menos chuvosas.

No Organossolo natural, no primeiro ano de estudo, a emissão de metano oscilou entre 238 e 2850 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de CH_4 (Figura 3), com média de 1.137 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e no segundo entre 918 e 5.365 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de CH_4 , e média de 2.714 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, ou seja, 2,4 vezes superior.

Os valores mais elevados de emissão de todo o estudo ocorreram entre os meses de janeiro a março de 2012, oscilando entre 4.087 a 5.365 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Considerando os dois anos de estudo, os picos de emissão ocorreram nos meses mais quentes (Figura 3a), tendo-se ocorrido correlação positiva entre a emissão de metano e a temperatura média do ar (Tabela 2).

No primeiro ano os fluxos mais elevados (2.800 e 2850 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, coletas 10 e 11, respectivamente, Figura 3) coincidiram com os meses mais quentes, correspondentes ao final do verão e início de outono (Figura 2). Do mesmo modo, no segundo ano, os maiores fluxos (coletas 20 a 22 e 29), também ocorreram nos meses mais quentes, o que neste caso, correspondeu aos meses do verão e da primavera. Em ambos os anos as menores emissões ocorreram no inverno.

Huang *et al.* (2010) também encontraram maiores emissões durante os meses de verão e primavera em lavouras de arroz no nordeste da China.

Houve uma redução drástica na emissão de CH_4 na coleta 14, quando se registrou taxa de 559 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 3), provavelmente devido à ocorrência de geada, a qual baixou a temperatura para 4,1 °C no momento da coleta, reforçando novamente a interferência da temperatura. O aumento na emissão de CH_4 na coleta 15 pode estar associado ao aumento na quantidade de carbono facilmente decomponível proveniente da biomassa de comunidades de microrganismos mortos com a geada que houve no mês anterior.

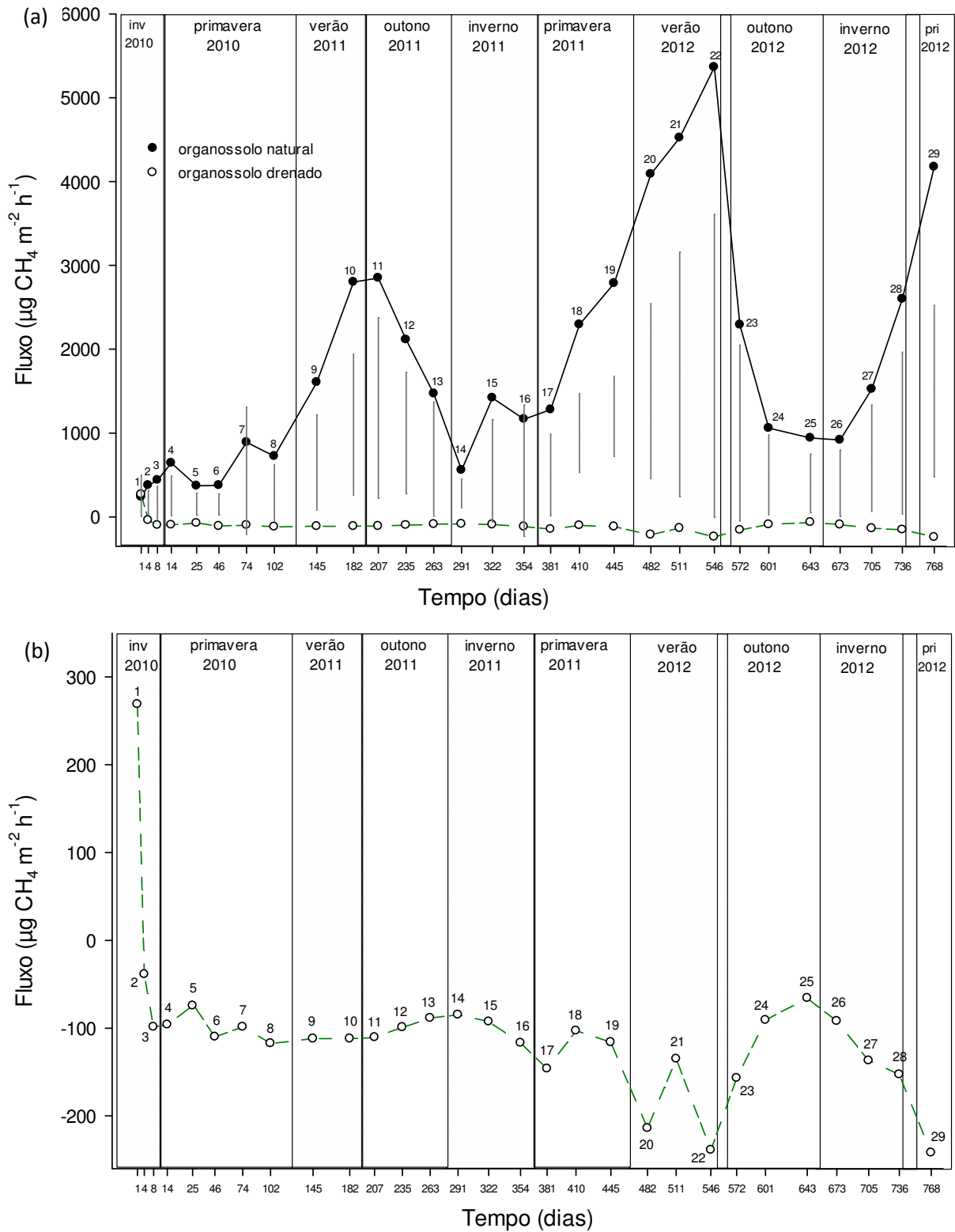


FIGURA 3 - FLUXO DE METANO ($\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR (a). BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). CONSUMO DE METANO EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR (b). OS ALGARISMOS DE 1 A 29 CORRESPONDEM AOS NÚMEROS DAS COLETAS DE GASES. OS VALORES QUE DERAM ORIGEM AS FIGURAS CONSTAM NO ANEXO 7a.

Na coleta 26 houve outra geada, porém menos intensa, com temperatura média no momento da coleta de 8,9 °C. A elevação na emissão de metano na coleta 27 também pode estar relacionada ao aumento na quantidade de carbono prontamente acessível, oriundo de organismos mortos pelo frio.

Panikov e Dedysh (2000) trabalhando com Organossolos, associaram uma elevação na emissão de metano ao incremento na quantidade de carbono disponível para os microrganismos, proveniente da matéria orgânica liberada pela quebra de agregados ou de microrganismos mortos pelos ciclos de congelamento/degelo.

No segundo ano os fluxos se elevaram a partir de meados da primavera de 2011 (Figura 3a) atingindo o pico máximo no final do verão (5.365 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, coleta 22), retraindo-se no outono e inverno para ascender novamente no início da primavera de 2012 (4.174 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, coleta 29). A emissão média durante o verão do segundo ano (4.658 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) foi duas vezes maior do que no primeiro (2.203 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$).

TABELA 2 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE VARIÁVEIS PEDOLÓGICAS E METEOROLÓGICAS E O EFLUXO DE CH₄ NO ORGANOSSOLO NATURAL E O INFLUXO DE CH₄ NO ORGANOSSOLO DRENADO

Variáveis	Organossolo natural			Organossolo drenado		
	Ano 1 e 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1 e 2	Ano 1	Ano 2
Umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm	ns	ns	0,10	-0,45	-0,58	ns
Altura do nível freático	0,11	0,20	ns	-0,45	-0,56	-0,22
Temperatura média do ar das 9 às 12 horas no momento das coletas	0,22	ns	0,37 ⁽¹⁾	ns	ns	0,10 ⁽¹⁾
Temperatura média do ar no período de 1 dia antes das coletas	0,24 ⁽¹⁾	ns	0,45	0,15	ns	0,17
Temperatura média do ar no período de 3 dias antes das coletas	0,28	ns	0,43	0,17	ns	0,16
Temperatura média do ar no período de 5 dias antes das coletas	0,33	ns	0,44	0,22	ns	0,18
Temperatura média do ar no período de 7 dias antes das coletas	0,38	ns	0,48	0,18	ns	0,23
Temperatura média do ar no período de 15 dias antes das coletas	0,44	ns	0,58	0,17	ns	0,32
Temperatura média do ar no período de 30 dias antes das coletas	0,40	0,26 ⁽¹⁾	0,51	0,19	0,10 ⁽¹⁾	0,25
Tempo (número de dias)	0,36	0,30 ⁽¹⁾	ns	0,29	0,27 ⁽¹⁾	ns

⁽¹⁾ Coeficientes de correlação (r) que apresentaram $p < 0,05$.

Todos os demais apresentaram $p < 0,01$; ns = não significativo; Não foram incluídos os coeficientes de correlação (r) entre precipitação acumulada e fluxo de metano porque os mesmos não foram significativos em nenhum dos dois solos.

A influência do aumento da temperatura na elevação da emissão de metano no solo natural, ficou fortemente evidenciada, uma vez que as temperaturas médias semanais mais elevadas em 2012, no verão, no final do inverno e no início da primavera (Figura 2), contribuíram para o aumento na emissão de metano, nas coletas 21, 28 e 29, respectivamente (Figura 3).

Não houve correlação entre a emissão de metano e a precipitação acumulada em ambos os anos. A precipitação praticamente não afetou os fluxos de CH₄, provavelmente porque no solo natural a elevada umidade natural se manteve constante, não sofrendo acréscimo considerável quando chovia.

A relação entre o fluxo de CH₄ e os fatores climáticos é muito variável (Le MER; ROGER, 2001; JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001; WHALEN, 2005; DALAL; ALLEN, 2008; KOH *et al.*, 2009). Em pesquisas com Organossolos naturais, Jiang *et al.* (2009) demonstraram que nos meses mais quentes e chuvosos a emissão de CH₄ foi maior, enquanto Inubushi *et al.* (2003) encontraram correlação positiva apenas com a precipitação. Por outro lado, também em Organossolos, von Arnold *et al.* (2005) indicaram que em solo não drenado a temperatura do ar teve grande influência na emissão de CH₄. Por sua vez, Furukawa *et al.* (2005) não verificaram relação entre a emissão de CH₄ e a temperatura do ar, mas sim, com a precipitação, em lavoura de arroz irrigado.

No Organossolo drenado, no primeiro ano de estudo, os fluxos oscilaram entre -99 e -146 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de CH₄, com média de -104 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, desconsiderando-se os valores das coletas 1 e 2, os quais ainda não representavam o efeito da drenagem (Figura 3b). No segundo ano os fluxos variaram entre -66 e -242 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de CH₄, com média de -145 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, ou seja, o consumo médio foi 1,4 vezes maior do que no primeiro ano.

Em todas as coletas, com exceção da primeira, da sétima e da décima sexta, os fluxos de metano no solo drenado foram estatisticamente diferentes dos fluxos no solo natural, tendo ocorrido consumo no primeiro e emissão no segundo, exceto na coleta 1, na qual em ambos os solos houve emissão (Figura 3a), porque o efeito da drenagem ainda não havia se manifestado.

No primeiro ano, praticamente não houve picos de consumo com exceção da coleta 17, no início da primavera de 2011 (-146 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$), enquanto no segundo ano ocorreram dois picos de consumo no verão (-214 e -239 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, coletas 20 e 22 respectivamente), o que em média, representa quase o dobro do consumo médio

($-112 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) ocorrido no verão do ano anterior (Figura 3b). Entretanto, não houve diferença estatística no consumo de metano entre as coletas nos dois anos (Anexo 7a).

No primeiro ano houve uma influência pequena da variação da temperatura durante os 30 dias que antecederam as coletas sobre o consumo de metano, mas durante o segundo ano a temperatura passou a induzir um maior incremento no consumo de metano (Tabela 2), o qual apresentou maior oscilação (Figura 3b). Jang *et al.* (2006) afirmaram que o efeito da temperatura sobre a oxidação do metano não é consistente, sendo muito maior sobre a produção do mesmo.

No Organossolo drenado, onde o ambiente era favorável para os organismos metanotróficos, as variações nos fatores climáticos ao longo do tempo alteraram pouco as taxas de consumo de CH_4 . Este fenômeno sugere que os organismos metanotróficos sejam menos suscetíveis às oscilações de temperatura e precipitação, do que os organismos metanogênicos predominantes no solo sob condição natural.

As populações de organismos metanogênicos e metanotróficos são sensíveis às variações de temperatura do ar (DUNFIELD *et al.*, 1993; van HULZENA *et al.*, 1999; MEGONIGAL; SCHLESINGER, 2002), embora organismos metanotróficos pareçam ser menos sensíveis à temperatura do solo em Organossolos, bem como à temperatura do ar, do que os metanogênicos (DUNFIELD *et al.*, 1993; KOH *et al.*, 2009). Isto ajuda a explicar que no Organossolo em condições naturais, do presente estudo, o aumento na emissão de CH_4 (Figura 3a) acompanhou as elevações de temperatura do ar (Figura 2), tendo as reduções na mesma ocasionado retração na produção. Porém, como existem outros fatores que afetam a metanogênese e a metanotrofia, como variações sazonais na estrutura da comunidade microbiana e composição da matéria orgânica, é possível que haja uma relação não linear entre o fluxo de CH_4 e a temperatura (WILSON *et al.*, 1989; JOABSSON; CHRISTENSEN, 2001).

Durante os meses de janeiro a março do segundo ano (coletas 20 a 22), houve uma tendência de incremento no consumo de metano no Organossolo drenado (Figura 3b). A temperatura média semanal na primeira semana de fevereiro foi de $24,7 \text{ }^\circ\text{C}$ e de $21,9 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente em 2012 e 2011. Isto induz a pensar que houve um efeito conjunto do tempo de drenagem e da elevação da temperatura, no segundo ano, sobre o consumo de metano. Além disto, as comunidades de

organismos metanotróficos possivelmente tiveram condição para se adaptarem às mudanças ambientais que se estabeleceram no solo após este maior tempo de drenagem. Ainda na Figura 3b, observa-se nitidamente a tendência descendente dos fluxos, a partir do final do outono de 2012 (coleta 25), o que indica o incremento no consumo de metano com o passar do tempo. Isto é comprovado pela correlação positiva existente entre o consumo de metano e o número de dias decorridos a partir da drenagem, quando considerados os dois anos conjuntamente (Tabela 2). Isto possivelmente esteja associado à redução da umidade gravimétrica com o passar do tempo.

A precipitação também não influenciou os fluxos de metano no solo drenado pois a água da chuva foi rapidamente removida em função da rápida permeabilidade no solo (Tabela 1).

2.3.2 Efeito da drenagem sobre o fluxo de CH₄

No Organossolo em condições naturais ocorreu emissão líquida de CH₄ variando de 238 e 5.365 $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, durante todo o período de condução do experimento (Figura 3). Por sua vez, a drenagem do solo determinou a ocorrência de consumo de CH₄ no Organossolo drenado, cujas taxas variaram de 39 e 242 $\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figuras 3a e 3b).

No Organossolo natural o nível freático variou ao longo do primeiro ano entre 0,3 e -16,3 cm, permanecendo em média a -7 cm da superfície do solo e entre 0,25 e -14,8 cm, com média de -5 cm, no segundo ano (Figura 4), indicando que a oscilação foi muito similar nos dois anos e bem inferior à que ocorreu no Organossolo drenado. Foi pequeno o coeficiente de correlação entre a oscilação do nível freático e a emissão de metano analisando-se os dois anos em conjunto (Tabela 2), pois a variação na altura do freático não foi grande.

A umidade gravimétrica média na profundidade de 0 a 10 cm, no Organossolo natural, foi de 9,9 kg kg^{-1} e variou entre 7,6 e 11,7 kg kg^{-1} , no primeiro ano. No segundo ano a média ficou em 9,8 kg kg^{-1} tendo oscilado entre 8,1 e 11,9 kg kg^{-1} (Figura 5), mostrando também muita similaridade entre os dois anos. Não houve correlação entre a emissão de CH₄ e a umidade gravimétrica na profundidade de 0 a

10 cm (Tabela 2), pois possivelmente a produção do mesmo ocorreu em profundidades maiores.

Deve-se ressaltar que a capacidade de retenção de água do Organossolo natural é realmente muito elevada, uma vez que na camada de 0 a 10 cm, cada quilo de solo armazena 10 quilos de água. Comparativamente a um Latossolo Vermelho Amarelo no qual a umidade gravimétrica na capacidade de campo é de $0,43 \text{ kg kg}^{-1}$ (MILDE *et al.*, 2008), a quantidade de água armazenada no Organossolo natural é 23 vezes maior.

No Organossolo drenado o nível freático variou ao longo do primeiro ano entre -25 e -64,8 cm, permanecendo em média a 57 cm abaixo da superfície do solo e entre -54 e -64,5 cm, com média de -59 cm, no segundo ano (Figura 4).

A umidade gravimétrica média na profundidade de 0 a 10 cm foi de $5,7 \text{ kg kg}^{-1}$ e variou entre 4,5 e $6,8 \text{ kg kg}^{-1}$, no primeiro ano. No segundo ano a média ficou em $4,2 \text{ kg kg}^{-1}$ tendo oscilado entre 3,6 e $4,7 \text{ kg kg}^{-1}$ (Figura 5). A umidade gravimétrica além de ter sido significativamente menor do que no Organossolo natural, mostrou nítida tendência descendente.

O consumo de CH_4 no solo drenado foi atribuído à retirada da água, sendo que o suprimento de oxigênio provavelmente estimulou o incremento da população de organismos consumidores de CH_4 . Um dia após a drenagem, na primeira avaliação, o nível freático rebaixou para -25 cm (Figura 4), mas isso possivelmente ainda não tenha sido suficiente para afetar os fluxos de CH_4 (Figura 3).

Organismos anaeróbicos como os metanogênicos não se desenvolvem nas camadas aeradas da turfa, mas parecem manter sua viabilidade durante períodos nos quais o solo não se encontra saturado com água (KETUNNEN *et al.*, 1999). Por outro lado, organismos metanotróficos precisam de oxigênio, mas podem sobreviver a condições anóxicas (ROSLEV; KING, 1994). Entretanto, deve-se levar em conta que organismos metanogênicos e metanotróficos são sensíveis às oscilações do nível freático (WHALEN, 2005), sofrendo o efeito imediato da retirada da água.

Quatro dias após a drenagem, o nível rebaixou para -49 cm (Figura 4), quando então foi observado o início do consumo de CH_4 ($-39 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Figura 3). No oitavo dia, o nível freático foi rebaixado para -65 cm e o consumo aumentou para $-99 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

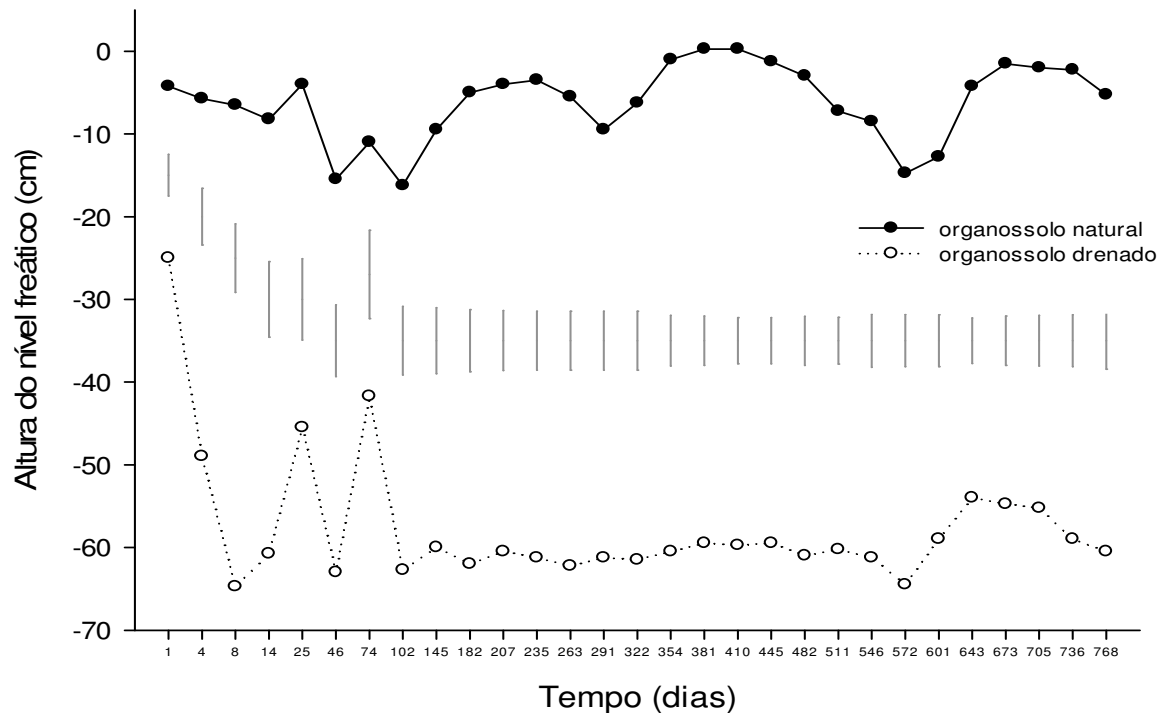


FIGURA 4 - NÍVEL FREÁTICO EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). OS VALORES USADOS PARA FAZER A FIGURA ESTÃO LISTADOS NO ANEXO 8a.

A partir do oitavo dia, com exceção das coletas 5 (25 dias) e 7 (74 dias), o nível freático permaneceu praticamente constante e o fluxo de CH_4 se manteve entre -96 e $-117 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, com pequenas variações entre as estações, até a coleta 16 (354 dias). Entre as coletas 17 (381 dias) e 29 (768 dias) houve maior variações no consumo, o qual oscilou entre -66 e $-242 \mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figura 3b).

A retirada da água pode ter estimulado o aumento da população dos organismos metanotróficos ou a manutenção dos metanotróficos e a redução da população dos metanogênicos. Esta alteração na comunidade microbiana possivelmente contribuiu para que houvesse consumo de CH_4 , de modo que a temperatura do ar pouco influenciou. Não se deve pressupor, no entanto, que a atividade metanogênica tenha sido totalmente suprimida, mas sim, que ocorreu aumento considerável na atividade dos organismos metanotróficos.

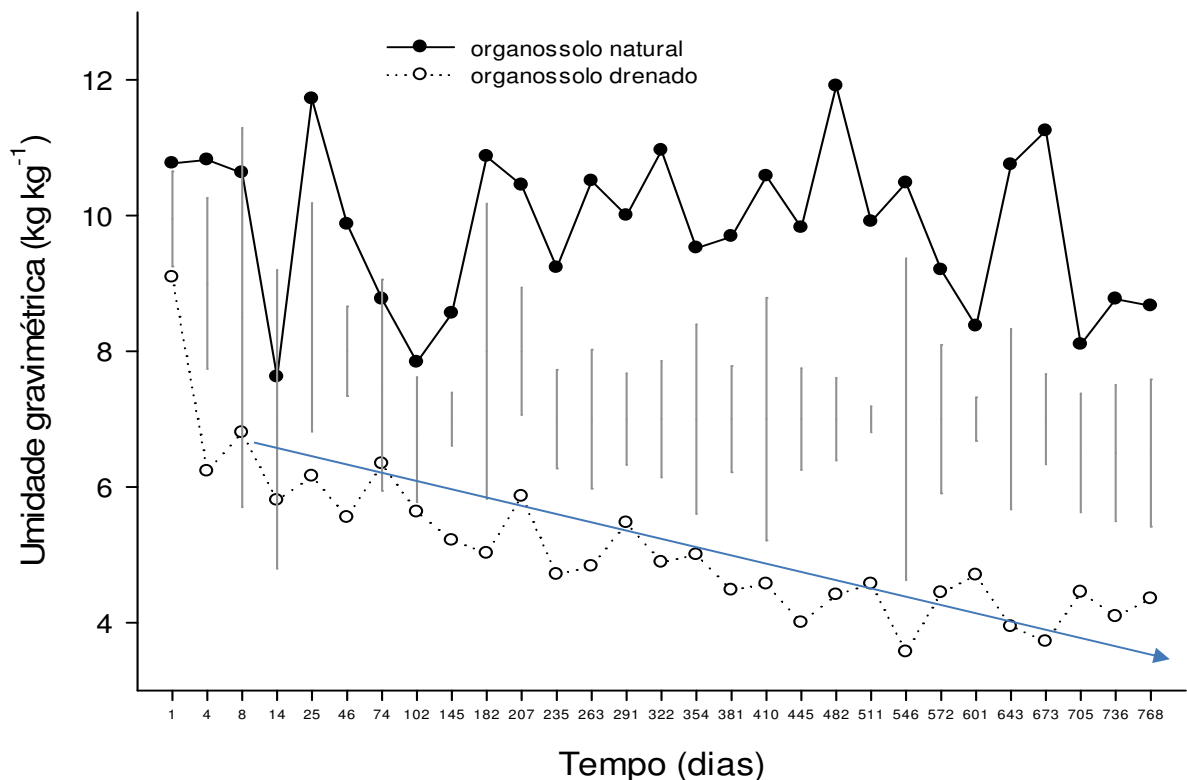


FIGURA 5 - UMIDADE GRAVIMÉTRICA NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). OS VALORES USADOS PARA ELABORAR A FIGURA ESTÃO LISTADOS NO ANEXO 8b.

A baixa densidade do solo, a elevada porosidade total conectível, a qual propicia alta permeabilidade ao perfil, principalmente entre 0 e 40 cm de profundidade (Tabela 1), foram os fatores responsáveis pela rapidez da drenagem, para que em aproximadamente uma semana, já estivesse ocorrendo consumo líquido de CH_4 no solo.

Quanto menor a umidade gravimétrica e quanto menor a altura do nível freático, ou seja, quanto maior a profundidade em que o mesmo se encontra, maior o consumo de CH_4 no Organossolo drenado. Isto explica porque o consumo de CH_4 mostrou correlação negativa, tanto com a umidade gravimétrica, quanto com a altura do nível freático (Tabela 2).

É comprovada a correlação negativa entre a profundidade média anual do nível freático e a produção de metano, sendo que um rebaixamento do nível freático a apenas 10 cm da superfície do solo é capaz de reduzir em 25% a emissão do mesmo (von ARNOLD *et al.*, 2005; FURUKAWA *et al.*, 2005).

Considerando que um dos principais controladores da emissão de CH_4 em Organossolos seja a presença de lençol freático elevado, a drenagem de terras

úmidas reduz o potencial de emissão de CH₄ (BRIDGHAM *et al.*, 2006; HUANG *et al.*, 2010), quando o lençol freático é rebaixado e uma camada aerada mais espessa do solo passa a contribuir para a oxidação do CH₄. Segundo Whalen (2005), 20 a 40% do CH₄ produzido nos sítios anaeróbicos do solo é oxidado na rizosfera e nas camadas superficiais oxigenadas, durante o transporte difuso do gás para a superfície do solo.

Os resultados do presente estudo, de acordo com a queda das emissões nos primeiros dias, sugerem que houve redução da população dos organismos metanogênicos após a drenagem, o que resultou no consumo líquido de metano.

Vários estudos evidenciaram reduções de 50% a 100% na emissão de CH₄ em Organossolos após a drenagem (MARTIKAINEN *et al.*, 1995; NYKANEN *et al.*, 1995; JIANG *et al.*, 2009; PAGE; DALAL, 2011), sendo que alguns destes solos passam a ser sumidouros de CH₄ (MALJANEN *et al.*, 2004; ELDER; LAL, 2008).

Von Arnold *et al.* (2005), trabalhando com Organossolo sob floresta no Sul da Suécia, observaram uma emissão média de 79 µg CH₄ m⁻² h⁻¹ quando o nível freático permaneceu entre -13 e -23 cm após a drenagem, enquanto no solo não drenado, cujo nível freático permaneceu entre 2 e -4 cm, a emissão média foi de 1.118 µg de CH₄ m⁻² h⁻¹. Na Indonésia, Furukawa *et al.* (2005) registraram redução de 25% na emissão de CH₄ em Organossolo quando o nível freático foi rebaixado a apenas 10 cm. Organossolos convertidos em áreas de lavouras por meio de drenagem, deixaram de emitir 199¹ kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ e passaram a consumir 1,4 kg CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ (JIANG *et al.*, 2009). A drenagem fez com que Organossolos deixassem de ser fontes de metano e passassem a atuar como sumidouros (MALJANEN *et al.* 2002, 2004).

A drenagem compromete outras funcionalidades ecológicas como a produção de biomassa, o armazenamento e a filtragem de água e a conservação da biodiversidade. Sousa *et al.* (no prelo)¹, trabalhando na mesma área onde foi realizada esta pesquisa, determinaram que a quantidade média de biomassa foi de 42,4 Mg ha⁻¹, incluindo a biomassa aérea e a subterrânea até 20 cm de profundidade.

¹ SOUSA, L. P.; RACHWAL, M. F. G.; MARQUES, R.; CURCIO, G. R. Above and belowground biomass of wet subtropical grassland in a river spring: relationship with geo-pedological factors, Ponta Grossa, Paraná State. **Biota Neotropica**. (no prelo)

Não se pode deixar de enfatizar que em cada hectare o Organossolo natural armazena até a profundidade de um metro, 581 Mg C e 8,6 milhões de litros de água.

A análise estatística efetuada pelo modelo GAM (Tabela 3), com todas as variáveis em conjunto, permitiu concluir que a drenagem causou diferenças marcantes nos fluxos de CH₄ entre o Organossolo natural e o drenado.

O efeito da drenagem foi muito mais importante do que as variações que ocorreram no nível freático, na umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm, na temperatura do ar e na precipitação. Apenas no Organossolo natural ocorreram diferenças significativas no fluxo de metano ao longo do tempo (Tabela 3 e Figura 3).

TABELA 3 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DO EFEITO DA DRENAGEM E DOS FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS SOBRE OS FLUXOS DE CH₄, PELO MODELO ADITIVO GENERALIZADO - GAM

Efeitos paramétricos	p valor
Tratamento (solo natural e drenado)	0,0296 *
Nível freático (Componente principal 1)	0,1979 ns
Temperatura do ar + umidade relativa do ar (Componente principal 2) ⁽¹⁾	0,4753 ns
Temperatura do ar + umidade relativa do ar + precipitação (Componente principal 3) ⁽²⁾	0,4109 ns
Efeitos não paramétricos	p valor
Tempo ⁽³⁾ (solo drenado)	0,966 ns
Tempo ⁽⁴⁾ (solo natural)	2,0 x 10 ⁻¹⁶ ***

*** - altamente significativo (p < 0,001); * - significativo (p < 0,05); ns - não significativo;

⁽¹⁾ Temperatura máxima e mínima do ar das 9 às 12 horas no momento das coletas + temperatura máxima e média do ar nos períodos de 1 e 3 dias que antecederam as coletas + temperatura mínima do ar no período de 3 dias que antecederam as coletas + umidade relativa média do ar no período das 9 às 12 horas e nos períodos de 1, 3 e 5 dias que antecederam as coletas.

⁽²⁾ Temperatura máxima e mínima do ar das 9 às 12 horas no momento das coletas + temperatura máxima e média do ar nos períodos de 1, 3 e 5 dias que antecederam as coletas + temperatura mínima do ar nos períodos de 3 e 5 dias que antecederam as coletas + umidade relativa média do ar das 9 às 12 horas no momento das coletas e nos períodos de 3 e 5 dias que antecederam as coletas + precipitação acumulada no período de 1 dia que antecedeu as coletas.

⁽³⁾ Número de dias a partir da drenagem.

⁽⁴⁾ Número de dias a partir do início do experimento.

2.3.3 Efeito do potencial redox sobre o fluxo de CH₄

Quando o solo é submetido à hidromorfia plena a concentração de oxigênio dissolvido decresce rapidamente e organismos anaeróbicos facultativos e obrigatórios se desenvolvem. Estes organismos usam sucessivamente vários aceptores de elétrons para sua respiração: NO₃⁻ a valores de Eh < 350 mV, Mn⁴⁺ a Eh < 200 mV, Fe³⁺ a Eh < 100 mV e SO₄⁻² a Eh em torno de -150 mV (PATRICK;

JUGSUJINDA, 1992). O sulfato é o último acceptor de elétrons antes da metanogênese. Esta sucessão de reações de redução pode levar rapidamente a um potencial redox (Eh) em torno de -200 mV, favorável para a redução do CO₂ a CH₄ (NEUE; ROGER, 1994).

São variáveis os valores de potencial redox para metanogênese e metanotrofia indicados na literatura.

Le Mer (2001) afirma que a faixa ideal de potencial redox para a produção de metano está entre -200 e -300 mV, enquanto para Koh *et al* (2009) os valores se estendem entre 300 e -300 mV, sendo que acima de 300 mV começa a ocorrer consumo. Em solos cultivados com arroz irrigado, no norte da China, ocorreu emissão de CH₄ quando o potencial redox era menor do que -100 mV (HOU *et al.*, 2000).

Inubushi *et al.* (2003) registraram em Organossolos, emissões de $0,6 \pm 0,7$ g C-CH₄ m⁻² ano⁻¹ em lavouras de sequeiro, para valores de potencial redox de 358, 7 e 157 mV, nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, respectivamente. Em campos de arroz irrigado a emissão foi de $1,9 \pm 0,5$ g C-CH₄ m⁻² ano⁻¹ para potenciais redox de 124, -10 e -81 mV, respectivamente, nas mesmas profundidades. Em contra partida, Furukawa *et al.* (2005), indicaram emissão de aproximadamente 2,25 mg C-CH₄ m⁻² ano⁻¹ para potencial redox de aproximadamente 300 mV e consumo de 0,2 mg C-CH₄ m⁻² ano⁻¹ quando o potencial redox aumentou para aproximadamente 650 mV.

Koh *et al.* (2009) registraram potencial redox (Eh) entre -230 e -99 mV em solo permanentemente inundado, entre 68 e 188 mV em solo inundado ocasionalmente e entre 273 a 343 mV em solo não inundado. Nestes solos os fluxos de CH₄ foram de aproximadamente 4 a 21 mg CH₄ m⁻² h⁻¹, de 2,5 a 10 e de -4 a 3,0 mg CH₄ m⁻² h⁻¹, respectivamente.

No Organossolo natural em todas as determinações efetuadas nas profundidades de 5 a 40 cm os valores de potencial redox oscilaram entre 267 e -178 mV. Foram detectados valores negativos nas coletas 25, 28 e 29 e conforme esperado, o potencial de oxi-redução foi diminuindo em profundidade (Figura 6).

Na coleta 28 na qual o nível freático médio era de -2,3 cm, o segundo mais elevado, não houve diferença significativa no potencial redox entre as profundidades. Mesmo mostrando valores positivos em algumas coletas e profundidades, o potencial redox do solo encontrava-se moderadamente e

fortemente reduzido na maior parte do tempo. O estado fracamente reduzido ocorreu apenas nas profundidades de 5 e 10 cm e somente na coleta 24, quando o nível freático e umidade gravimétrica eram os mais baixos.

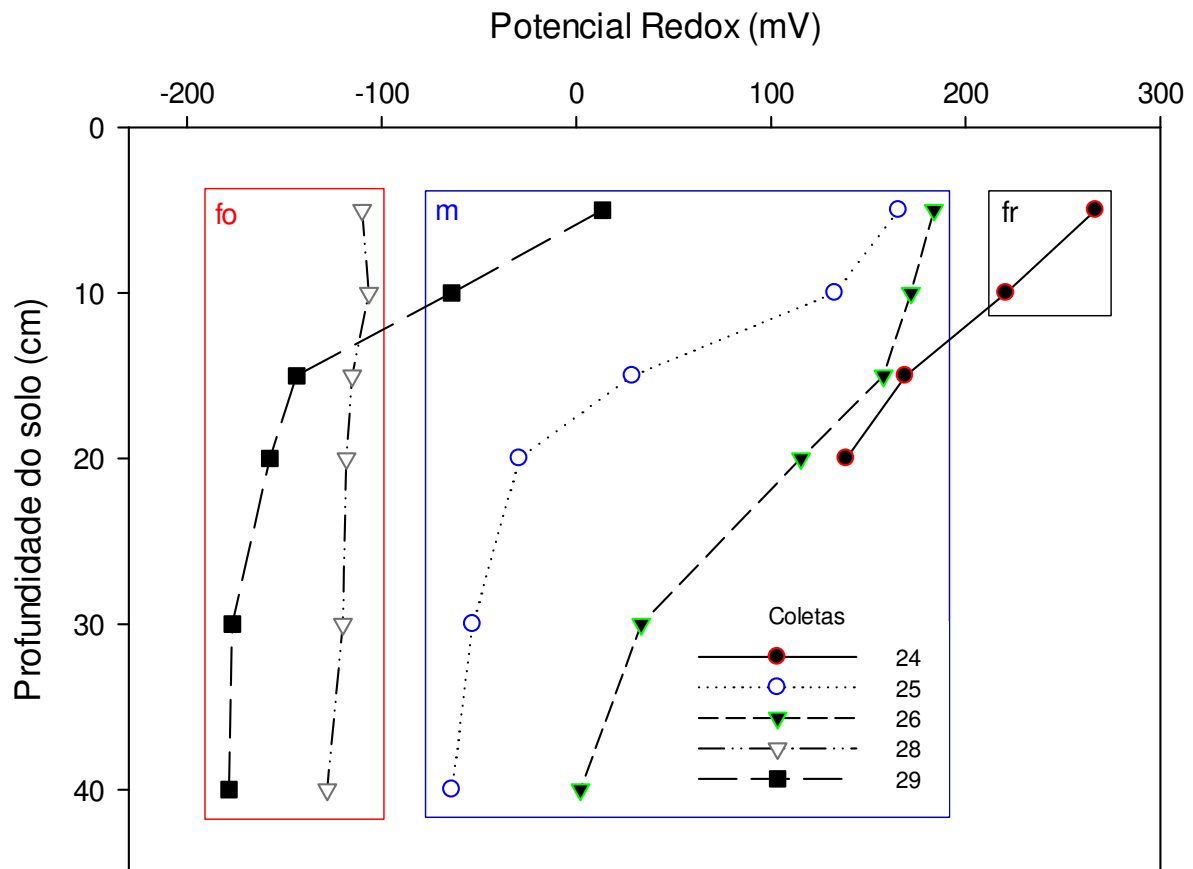


FIGURA 6 - POTENCIAL REDOX (mV) EM ORGANOSSOLO NATURAL NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, PONTA GROSSA, PR. AS ABREVIATURAS fo (RETÂNGULO VERMELHO), m (RETÂNGULO AZUL) E fr (QUADRADO PRETO) REFEREM-SE, RESPECTIVAMENTE, ÀS CLASSES FORTEMENTE REDUZIDO, MODERADAMENTE REDUZIDO E FRACAMENTE REDUZIDO, PROPOSTAS POR TIAN-YEN (1985). OS VALORES QUE GERARAM A FIGURA E A COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS POR PROFUNDIDADE E POR TRATAMENTO, PELO TESTE DE TUKEY, ENCONTRAM-SE NO ANEXO 9.

No Organossolo drenado os valores de potencial redox oscilaram entre 368 e 120 mV, não tendo ocorrido nenhum valor negativo em nenhuma coleta e em nenhuma profundidade (Figura 7). A variação em profundidade foi muito menor do que no Organossolo natural. Conforme esperado o potencial redox foi significativamente maior do que no Organossolo natural, indicando maior quantidade de oxigênio, com exceção da profundidade de 5 cm na coleta 24, a única ocasião em que não houve diferença significativa entre os dois tratamentos.

No Organossolo drenado não houve diferença significativa no potencial redox entre as profundidades em nenhuma das determinações.

Em todas as coletas e profundidades os valores de potencial redox indicaram que o Organossolo drenado se enquadrava nos estados de redução fracamente reduzido, principalmente, e moderadamente reduzido, não ocorrendo a classe fortemente reduzido, conforme observado no solo natural. Na grande maioria das determinações, em todas as profundidades, o potencial redox no Organossolo natural foi significativamente menor do que no Organossolo drenado, indicando maior deficiência de oxigênio.

No Organossolo natural o fluxo de metano respondeu de modo inverso ao potencial redox. A diminuição dos valores de potencial redox em todas as profundidades ocasionou aumento na emissão de CH₄ (Tabela 4). Nas coletas 24 a 26 o solo estava moderadamente reduzido em praticamente todas as profundidades, tornando-se fortemente reduzido nas duas coletas seguintes.

TABELA 4 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE POTENCIAL REDOX, NAS PROFUNDIDADE DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm E O EFLUXO DE CH₄ NO ORGANOSSOLO NATURAL E O INFLUXO DE CH₄ NO ORGANOSSOLO DRENADO

Solo	Profundidades (cm)					
	5	10	15	20	30	40
Natural	-0,23 (p<0,05)	-0,37 (p<0,01)	-0,49 (p<0,01)	-0,48 (p<0,01)	-0,53 (p<0,01)	-0,53 (p<0,01)
Drenado	0,55 (p<0,01)	0,41 (p<0,01)	0,40 (p<0,01)	0,42 (p<0,01)	0,36 (p<0,01)	0,33 (p<0,01)

Valores de r obtidos om os dados dos dois anos de avaliação.

No Organossolo drenado o consumo de metano correlacionou-se positivamente com o potencial redox (Tabela 4).

Os valores de potencial redox determinados no Organossolo natural e no drenado estão compatíveis com os encontrados na literatura para ocorrência de emissão de metano no primeiro e de consumo no segundo.

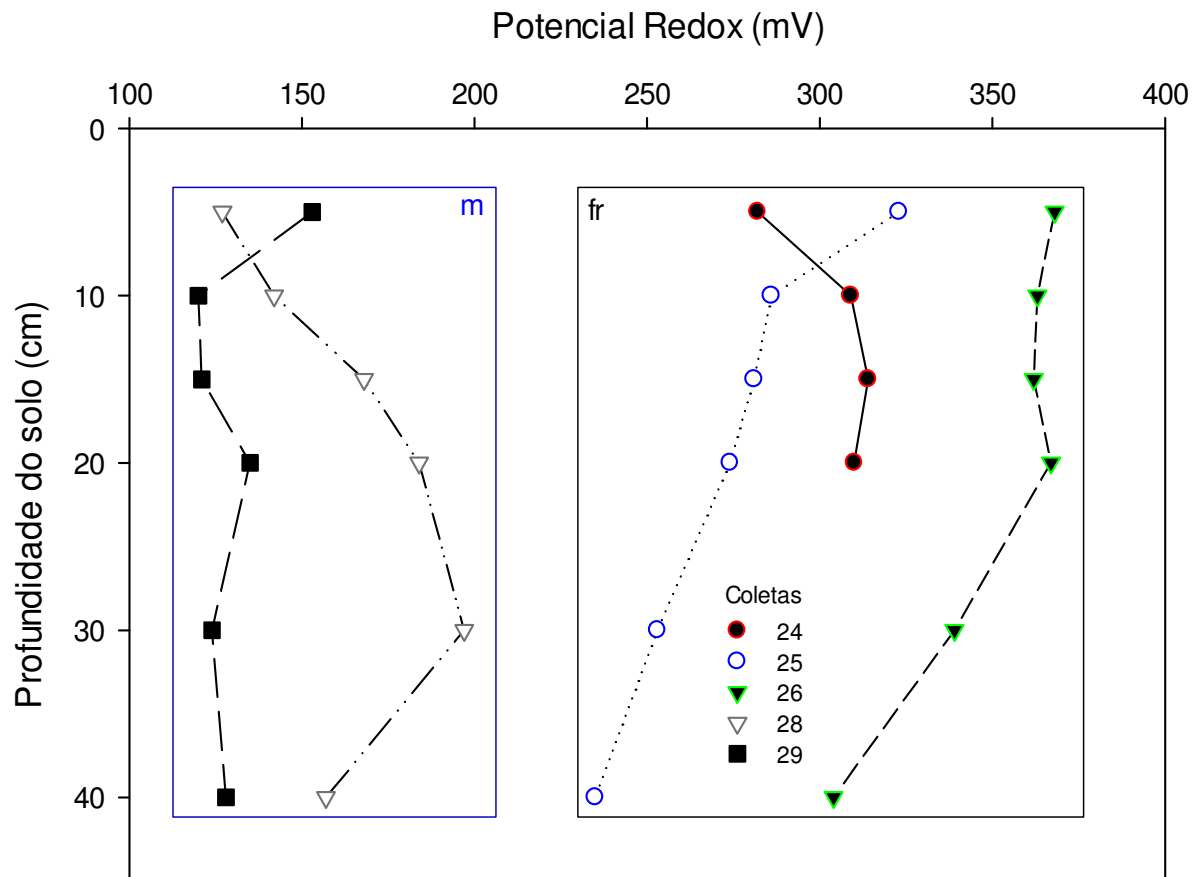


FIGURA 7 - POTENCIAL REDOX (mV) EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE, NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, PONTA GROSSA, PR. AS ABREVIATURAS m (RETÂNGULO AZUL) E fr (RETÂNGULO PRETO) REFEREM-SE, RESPECTIVAMENTE, ÀS CLASSES MODERADAMENTE REDUZIDO E FRACAMENTE REDUZIDO, PROPOSTAS POR TIAN-YEN (1985). OS VALORES QUE GERARAM A FIGURA E A COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS POR PROFUNDIDADE E POR TRATAMENTO, PELO TESTE DE TUKEY, ENCONTRAM-SE NO ANEXO 9.

2.3.4 Fluxo acumulado de metano

Em todas as estações nos dois anos de pesquisa o fluxo acumulado de metano no solo natural diferiu do fluxo acumulado no solo drenado, tendo ocorrido emissão de metano no primeiro e consumo no segundo. No solo natural a emissão acumulada de metano variou de 13 a 40 kg ha⁻¹ no primeiro ano e de 30 a 100 kg ha⁻¹, no segundo (Figura 8).

No primeiro ano, as maiores emissões acumuladas ocorreram no outono e no verão de 2011, com temperaturas médias de 16,2 e 21 °C, respectivamente. No segundo ano as maiores emissões acumuladas ocorreram no verão de 2012 e na primavera de 2011 nos quais a temperatura média foi mais elevada (21,3 e 18,4 °C,

respectivamente). No inverno de 2011 e de 2012, a temperatura média semanal de 14,8 e 16,5 °C, respectivamente, contribuiu para que as emissões fossem menores.

No outono do primeiro ano de estudo, estação menos chuvosa (254 mm), a emissão acumulada mostrou-se superior as demais estações. Por outro lado, no outono do segundo ano, o qual foi atipicamente a estação mais chuvosa (615 mm) o fluxo acumulado não foi o mais elevado (33 kg ha⁻¹). O maior fluxo acumulado ocorreu no verão do segundo ano de estudo (100 kg ha⁻¹), no qual a precipitação acumulada foi de 446 mm, ou seja, 169 mm menor do que no outono. A precipitação não influenciou os fluxos acumulados (Tabela 2), nos dois anos, pois as maiores precipitações acumuladas no inverno de 2011 (580 mm) e outono de 2012 (615 mm), não estiveram associadas às maiores emissões acumuladas de metano. A emissão acumulada anual no segundo ano (218 kg ha⁻¹) foi praticamente o dobro da ocorrida no ano anterior (116 kg ha⁻¹), embora neste último, a precipitação anual tenha sido superior em 319 mm.

No solo drenado o consumo acumulado de metano nas estações oscilou entre -2,05 a -2,37 kg ha⁻¹ no primeiro ano e de -2,34 a -4,17 kg ha⁻¹, sem diferença estatística entre as estações ao longo dos anos. Entretanto, no verão de 2012 o consumo acumulado foi quase o dobro do verão do ano anterior embora a temperatura média das duas estações tenha-se mantido praticamente a mesma e a precipitação acumulada no segundo tenha sido 97 mm menor. A diferença no consumo acumulado anual no segundo ano (-11,7 kg ha⁻¹) foi 24% superior ao do primeiro (-8,92 kg ha⁻¹).

A precipitação também não influenciou o consumo acumulado de metano (Tabela 2) porque a água da chuva percolava rapidamente devido à pequena densidade e porosidade elevada do solo, as quais permitiram uma alta taxa de infiltração de água.

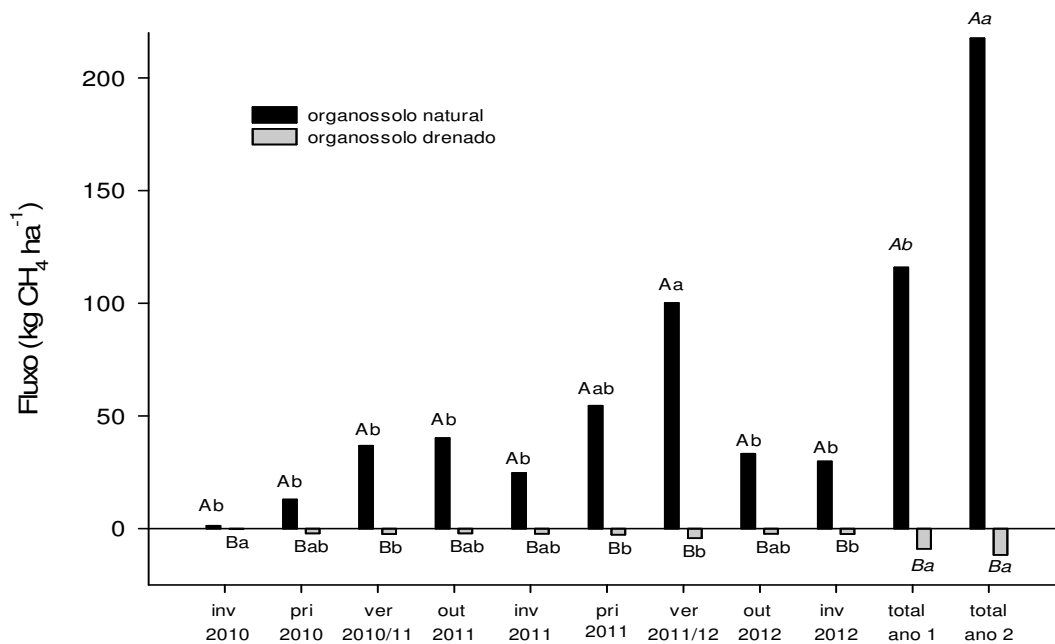


FIGURA 8 - FLUXO ACUMULADO DE METANO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR. LETRAS MAIÚSCULAS DIFERENTES INDICAM HAVER DIFERENÇA ENTRE O SOLO NATURAL E O DRENADO NA MESMA ESTAÇÃO DO ANO; LETRAS MINÚSCULAS DIFERENTES INDICAM DIFERENÇA ENTRE AS ESTAÇÕES NA MESMA CONDIÇÃO DE DRENAGEM DO SOLO, PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). EM ITÁLICO, LETRAS MAIÚSCULAS, REFEREM-SE À COMPARAÇÃO DOS FLUXOS TOTAIS ANUAIS ENTRE OS SOLOS E LETRAS MINÚSCULAS, ENTRE OS ANOS NO MESMO SOLO, TAMBÉM PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). AS DUAS PRIMEIRAS BARRAS REFEREM-SE APENAS AO FINAL DO INVERNO DE 2010. OS VALORES GERADORES DESTES GRÁFICOS CONSTAM NO ANEXO 10.

2.3.5 Considerações adicionais

Apesar do Organossolo natural ter emitido $334 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ durante os dois anos de estudo, o que equivale a $8,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de $\text{CO}_2\text{-eq}$, cabe destacar que o mesmo desempenha papéis essenciais no ecossistema ao contribuir com a conservação da biodiversidade, acumular grandes quantidades de carbono orgânico, além de armazenar e filtrar água. Neste sentido, o posicionamento dos Organossolos em reverso de *cuesta*, passa a ter importância fundamental para bacias hidrográficas situadas à jusante, cuja estruturação hidrológica inicie no reverso da *cuesta* do segundo planalto paranaense.

Além disto, conforme será visto no Capítulo 2, o Organossolo natural é um sumidouro de óxido nitroso, podendo contribuir na redução do nitrato proveniente de áreas a montante.

Por outro lado, embora o Organossolo drenado tenha consumido 0,52 Mg ha⁻¹ CO₂-eq de metano em dois anos, o mesmo sofreu uma redução considerável no estoque de carbono, de acordo com o que será mostrado no Capítulo 3.

Levando em conta as funções que os Organossolos desempenham no ecossistema, os mesmos devem ser preservados e para isso não devem ser drenados. Estratégias de mitigação das emissões de metano devem ser concentradas nas inúmeras atividades antrópicas e em hipótese alguma, drenando áreas onde ocorrem Organossolos.

2.4 CONCLUSÕES

a) Em condições naturais, o Organossolo sob estepe hidrófila, em função do excesso de água, apresentou emissão líquida de metano em todas as estações do ano.

b) A drenagem do Organossolo sob estepe hidrófila determinou o rebaixamento do nível freático, elevando o potencial redox o que ocasionou o consumo de metano, ao longo de todo o ano.

c) O aumento da temperatura do ar teve maior influência sobre a elevação dos fluxos de metano no Organossolo natural do que no drenado.

d) A precipitação não teve influência sobre os fluxos de metano nos Organossolos natural e drenado.

REFERÊNCIAS

ALONGI, D. M.; WATTAYAKORN, G.; PFITZNER, J.; TIRENDI, F.; ZAGORSKIS, I.; BRUNSKILL, G. J.; DAVIDSON, A.; CLOUGH, B. F. Organic carbon accumulation and metabolic pathways in sediments of mangrove forests in Southern Thailand. **Marine Geology**, Amsterdam, v. 179, p. 85-103, 2001.

ANDRADE, B. O.; KOZERA, C.; CURCIO, G. R.; GALVÃO, F. Vascular gasland plants of Tibagi River Spring, Ponta Grossa, Brazil. **Chek List**, Jaboticabal, v. 7, n. 3, p. 257-262, 2011.

BAIRD, C. O efeito estufa e o aquecimento global. In: BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. p. 195-243.

BRIDGHAM, S. D.; MEGONIGAL, J. P.; KELLER, J. K.; BLISS, N. B.; TRETTIN, C. The carbon balance of North American wetlands. **Wetlands**, Dordrecht, v. 26, p. 889-916, 2006.

CLAESSEN, M. E. C. (Org.). **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. (Documentos, 1).

DALAL, R. C.; ALLEN, D. E. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 56, p. 369-407, 2008.

DUNFIELD, P.; KNOWLES, R.; DUMONT, R.; MOORE, T. R. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils – response to temperature and pH. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 321-326, 1993.

ELDER, J. W.; LAL, R. Tillage effects on gaseous emissions from an intensively farmed organic soil in North Central Ohio. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, p. 45-55, 2008.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNSTEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D. W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D. C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHUTZ, M.; VAN DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Climate change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Changes**. Cambridge: Cambridge University, 2007. p. 129-234.

FURUKAWA, Y.; INUBUSHI, K.; ALI, M.; ITANG, A. M.; TSURUTA, H. Effect of changing groundwater levels caused by land-use changes on greenhouse gas fluxes from tropical peat lands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 71, p. 81-91, 2005.

GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F. S.; PICCOLO, M. C.; VIEIRA, F. C. B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emission as affected by long term tillage, crop rotations and fertilization in a subtropical environment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, p. 36-44, 2009.

HAYES, M. H. B.; CLAPP, C. E. Humic substances: considerations of compositions, aspects of structure and environmental influences. **Soil Science**, Philadelphia, v. 166, n. 11, p. 723-727, 2001.

HOU, A. X.; CHEN, G. X.; WANG, Z. P.; VAN CLEEMPUT, O.; PATRICK, W. H. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 6, p. 2180-2186, 2000.

HUANG, Y.; SUN, W. J.; ZHANG, W.; YU, Y. Q.; SU, Y. H.; SONG, C. C. Marshland conversion to cropland in northeast China from 1950 to 2000 reduced the greenhouse effect. **Global Change Biology**, West Sussex, v. 16, p. 680-695, 2010.

INUBUSHI, K.; FURUKAWA, Y.; HADI, A.; PURNOMO, E.; TSURUTA, H. Seasonal changes of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in relation to land-use changes in tropical peatlands located in coastal area of South Kalimantan. **Chemosphere**, Oxford, v. 52, p. 603-608, 2003.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2007**: the physical science basis. Cambridge: Cambridge University, 2007.

JANG, I.; LEE, S.; HONG, J. H.; KANG, H. Methane oxidation rates in forest soils and their controlling variables: a review and a case study in Korea. **Ecological Research**, Tokyo, v. 21, p. 849-854, 2006.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, p. 161-173, 2008.

JAUHAINEN, J.; LIMIN, S.; SILVENNOINEN, H.; VASANDER, H. Carbon dioxide and methane fluxes in drained tropical peat before and after hydrological restoration. **Ecology**, Ithaca, v. 89, n. 12, p. 3503-3514, 2008.

JIANG, C.; WANG, Y.; HAO, Q.; SONG, C. Effect of land-use change on CH₄ and N₂O emissions from freshwater marsh in Northeast China. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 43, p. 3305-3309, 2009.

JOABSSON, A.; CHRISTENSEN, T. R. Methane emissions from wetlands and their relationship with vascular plants: an Arctic example. **Global Change Biology**, West Sussex, v. 7, p. 919-932, 2001.

KETTUNEN, A.; KAITALA, V.; LEHTINEN, A.; LOHILA, A.; ALM, J.; SILVOLA, J.; MARTIKAINEN, P. J. Methane production and oxidation potentials in relation to water table fluctuations in two boreal mires. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 1741-1749, 1999.

KOH, H. S.; OCHS, C. A.; YU, K. W. Hydrologic gradient and vegetation controls on CH₄ and CO₂ fluxes in a spring-fed forested wetland. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 630, p. 271-286, 2009.

KÖGEL-KNABNER, I.; AMELUNG, W.; CAO, Z. H.; FIEDLER, S.; FRENZEL, P.; JAHN, R.; KALBITZ, K.; KOLBL, A.; SCHLOTTER, M. Biogeochemistry of paddy soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 157, p. 1-14, 2010.

KOZERA, C. **Florística e fitossociologia de uma formação pioneira com influência fluvial e de uma estepe gramíneo-lenhosa em diferentes unidades geopedológicas, município de Balsa Nova, Paraná - Brasil**. 267 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, Cedex, v. 37, p. 25-50, 2001.

MALJANEN, M.; MARTIKAINEN, P. J.; AALTONEN, H.; SILVOLA, J. Short-term variation in fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in cultivated and forested organic boreal soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 577-584, 2002.

MALJANEN, M.; KOMULAINEN, V. M.; HYTONEN, J.; MARTIKAINEN, P. J.; LAINE, J. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural

soils with different soil characteristics. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 1801-1808, 2004.

MARTIKAINEN, P. J.; NYKANEN, H.; ALM, J.; SILVOLA, J. Changes in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. **Plant Soil**, The Hague, v. 168, p. 571-577, 1995.

MEGONIGAL, J. P.; SCHLESINGER, W. H. Methane-limited methanotrophy in tidal freshwater swamps. **Global Biogeochemical Cycles**, Hoboken, v. 16, n. 4, p. 35/1-35/10, 2002.

MILDE, G. A.; DEDECEK, R. A.; GAVA, J. L. Diâmetro médio ponderado de partículas para estimativa de propriedades físico-hídricas dos solos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 57, p. 21-27, 2008.

MOORE, T. R.; DALVA, M. The influence of temperature and water-table position on carbon-dioxide and methane emission from laboratory columns of peat land soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 44, p. 641-664, 1993.

NEUE, H. U.; ROGER, P. A. Potencial of methane emission in major rice ecologies. In: ZEPP, R. G. (Ed.). **Climate Biosphere Interaction: biogenic emissions and environmental effects of climate change**. New York: John Wiley and Sons, 1994. p. 65-93.

NYKANEN, H.; ALM, J.; LANG, K.; SILVOLA, J.; MARTIKAINEN, P. J. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 22, p. 351-357, 1995.

PAGE, K. L.; DALAL, R. C. Contribution of natural and drained wetland systems to carbon stocks, CO₂, N₂O and CH₄ fluxes: an Australian perspective. **Soil Research**, Rome, v. 49, p. 377-388, 2011.

PANIKOV, N. S.; DEDYSH, S. N. Cold season CH₄ and CO₂ emissions from boreal peat bogs (West Siberia): winter fluxes and thaw activation dynamics. **Global Biogeochemical Cycles**, Hoboken, v. 14, p. 1071-1080, 2000.

PATRICK, W. H.; JUGSUJINDA, A. Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese and iron in flooded soil, **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 56, p. 1071-1073, 1992.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 25/05/2012.

RAICH, J. W.; POTTER, C. S. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. **Global Biogeochemical Cycles**, Hoboken, v. 9, p. 23-36, 1995.

ROULET, N. T.; MOORE, T. R. The effect of forestry drainage practices on the emission of methane from northern peatlands. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 25, p. 491-499, 1995.

ROSLEV, P.; KING, G. M. Survival and recovery of methanotrophic bacteria starved under oxic and anoxic conditions. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 60, p. 2602-2608, 1994.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

SCHEER, M. B.; CURCIO, G. R.; RODERJAN, C. V. Funcionalidades ambientais de solos altomontanos na Serra da Igreja, Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 35, p. 1013-1026, 2011.

SOIL SURVEY STAFF. **Soil survey manual**. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, 1951. (Handbook, No. 18).

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy**. 5. ed. Virginia: Pocahontas, 1992.

TIAN-YEN, Y. Soil and plants. In: **PHYSICAL chemistry of paddy soils**. Berlin: Springer-Verlag, 1985. p. 197-214.

VALLADARES, G. S. **Caraterização de Organossolos, auxílio à sua classificação**. 129 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2003.

VAN HULZENA, J. B.; SEGERSA, R.; VAN BODEGOMA, P. M.; LEFFELAAR, P. A. Temperature effects on soil methane production: an explanation for observed variability. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 1919-1929, 1999.

VON ARNOLD, K.; NILSSON, M.; HANELL, B.; WESLIEN, P.; KLEMEDTSSON, L. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 1059-1071, 2005.

WHALEN, S. C. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. **Environmental Engineering Science**, New Rochelle, v. 22, p. 73-94, 2005.

WHITING, G. J.; CHANTON, J. P. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. **Tellus. Series B: Chemical and Physical Meteorology**, Hoboken, v. 53, p. 521-528, 2001.

WILSON, J. O.; CRILL, P. M.; BARTLETT, K. B.; SEBACHER, D. I.; HARRISS, R. C.; SASS, R. L. Seasonal variation of methane emissions from a temperate swamp. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 8, p. 55-71, 1989.

WUEBBLES, D. J.; HAYHOE, K. A. S.; KOTAMARTHI, R. Methane in the global environment. In: KHALIL, M. A. K. (Ed.). **Atmospheric Methane**: its role in the global environment. Berlin: Springer-Verlag, 2000. p. 304-341.

3 CAPÍTULO II

FLUXO DE ÓXIDO NITROSO EM ORGANOSSOLO SOB ESTEPE HIDRÓFILA EM CONDIÇÃO NATURAL E SOB DRENAGEM - PARANÁ - BR.

RESUMO

Atributos pedológicos e fatores climáticos, além das práticas de manejo, influenciam os fluxos de óxido nitroso no solo. Organossolos tropicais podem ser fonte de N₂O em condições aeróbicas e sumidouro, em condições anaeróbicas. O fluxo de N₂O apresenta grande variação porque os processos de produção do mesmo são muito complexos e determinados por inúmeros fatores. O objetivo deste estudo foi avaliar os fluxos de óxido nitroso em Organossolo Háplico sáprico típico sob estepe hidrófila de altitude, em condição natural e após drenagem artificial. Variáveis de solo e de clima foram avaliadas para auxiliar a interpretação dos fluxos. Um experimento foi conduzido em uma nascente nascente do rio Tibagi (Ponta Grossa, PR), onde foram avaliados os fluxos de N₂O em área natural e em área drenada. Seis câmaras estáticas foram instaladas em cada área, e no decorrer de 26 meses foram realizadas 29 coletas de amostras de ar, sendo a concentração de N₂O determinada por cromatografia gasosa. No solo em condição natural ocorreu consumo líquido de N₂O cujas taxas variaram de 0,13 a 31,24 µg de N₂O m⁻² h⁻¹. Por sua vez, na área drenada, a retirada da água determinou o efluxo líquido em taxas que variaram de 0,19 a 55,72 µg de N₂O m⁻² h⁻¹. No solo drenado o aumento no tempo de drenagem foi o principal fator que determinou o aumento da emissão de N₂O. Na condição natural, o consumo de óxido nitroso teve relação com o excesso de umidade e com os baixos valores de potencial redox. No Organossolo natural houve consumo acumulado de 0,92 kg N₂O ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto o Organossolo drenado emitiu 1,65 kg N₂O ha⁻¹ ano⁻¹. Organossolos em estepe hidrófila possuem importantes funções no ecossistema, como acumular carbono orgânico, armazenar água e reduzir nitrato, não devendo portanto ser drenados, mas efetivamente preservados.

Palavras Chave: Gás de efeito estufa. Nascentes. Nível freático. Umidade gravimétrica. Temperatura do ar e precipitação. Potencial redox.

NITROUS OXIDE FLUXES IN A WETLAND HISTOSOL UNDER NATURAL AND DRAINED CONDITIONS - PARANA - BRAZIL

ABSTRACT

Pedological attributes and climate factors, as well as management practices, influenced the fluxes of nitrous oxide (N_2O) in the soil. Tropical Histosols can be a source of N_2O in aerobic and sink in anaerobic conditions. The N_2O presents variations because its production process is very complex and determined by many factors. The purpose of this study was to evaluate the fluxes of nitrous oxide in a typical Haplic Histosol of a high altitude wetland in natural condition and under artificial drainage. Variables soil and climate were evaluated to assist in the interpretation of fluxes. An experiment was conducted in the spring of the river Tibagi (Ponta Grossa, PR) were evaluated in N_2O flow in natural area and drained. Six static chambers were installed in each area, and in the course of 26 months were taken 29 samples of the air, and the N_2O concentration in the samples determined by gas chromatography. In soil under natural condition occurred net consumption of N_2O which rates range from -0,13 to -31,24 $mg N_2O m^{-2} h^{-1}$. In turn, in the drained area, the removal of the water has determined the net efflux in the rates that has ranged from 0,19 to 55,72 $mg N_2O m^{-2} h^{-1}$. In drained soil increased the drainage time was the main factor that determined the increase of N_2O emissions. In natural conditions, the consumption of nitrous oxide was related to excess moisture and the low redox potential values. In natural histosol were accumulated consumption of 0,92 $kg N_2O ha^{-1} yr^{-1}$, while the drained histosol issued 1,65 $kg N_2O ha^{-1} yr^{-1}$. Histosols steppe hydrophilic play important roles in the ecosystem, such accumulate organic carbon, to store water and reduce nitrate, and therefore should not be drained, but effectively preserved.

Keywords: Greenhouse gas. Springs. Groundwater level. Gravimetric moisture. Air temperature. Precipitation and redox potential.

3.1 INTRODUÇÃO

O ciclo do nitrogênio no sistema solo-planta-atmosfera é muito complexo sendo regido por fatores físicos, químicos e biológicos e influenciado por condições climáticas difíceis de prever e controlar (CANTARELLA, 2007). O nitrogênio apresenta vários estados de oxidação desde formas mais reduzidas como o NH_4^+ onde possui valência -3, até formas mais oxidadas como o NO_3^- no qual sua valência é +5, assumindo importância especial nos ciclos biogeoquímicos (EPSTEIN; BLOOM, 2005). O potencial de aquecimento global do N_2O é 298 vezes maior em comparação com o CO_2 (IPCC, 2007).

O óxido nitroso é um gás estável na atmosfera mas instável no solo onde pode ser reduzido a N_2 durante a desnitrificação. Por isso os solos encharcados podem também funcionar como dreno de N_2O o qual é muito solúvel em água (GROFMAN, 2000).

De um modo geral, os ecossistemas naturais respondem por 55% das emissões de N_2O (FORSTER *et al.*, 2007). No entanto, Organossolos tropicais podem funcionar como fonte de N_2O , em condições aeróbicas e como sumidouro em condições anaeróbicas (HADI *et al.*, 2000; INUBUSHI *et al.*, 2003). Page e Dalal (2011) ressaltam que as emissões esperadas de N_2O são baixas em sistemas saturados com água.

Características do solo como estrutura, compactação, textura, presença de superfície de selamento, impedimento de drenagem e nível freático, podem afetar o fluxo de N_2O (CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2007), além da umidade do solo (JIANG *et al.*, 2009; DAVIDSON, 1991). O teor de carbono (MATHIEU *et al.*, 2006), de nitrato e de amônio (INUBUSHI *et al.*, 2003; ROSENKRANZ *et al.*, 2005; CASTALDI *et al.*, 2006), além do potencial redox (HOU *et al.*, 2000; FURUKAWA *et al.*, 2005; WLODARCZYK *et al.*, 2005), também interferem no fluxo de óxido nitroso. Do mesmo modo, os fatores climáticos, principalmente a temperatura e a precipitação, podem influenciar os fluxos de N_2O , mas com tendências diferentes em situações específicas.

A presença simultânea de sítios anaeróbicos e aeróbicos favorece a produção de N_2O e gera grande variabilidade nos fluxos de óxido nitroso (DALAL; ALLEN, 2008). Von Arnold *et al.* (2005) trabalhando com Organossolo registraram

grandes variações nos fluxos de óxido nitroso sendo que as câmaras individuais mostraram em todos os sítios, captação e liberação.

São muito variáveis os valores de potencial redox citados na literatura para o enquadramento dos solos como aeróbicos e anaeróbicos, para propiciar os processos de nitrificação e desnitrificação e para haver emissão ou consumo de N_2O . Curi e Kampf (2012) enquadram como aeróbicos solos com potencial redox em torno de 600 mV, enquanto em solos anaeróbicos estes valores oscilam entre 400 e -300 mV. Para Tian-Yen (1985) solos com valores de potencial redox acima de 400 mV são considerados oxidados.

A desnitrificação pode ocorrer a potenciais redox abaixo de 300 mV (SMITH *et al.*, 1983; PATRICK; JUGSUJINDA, 1992) ou em torno de 400 mV (GLINSKI; STEPNIEWSKA, 1986).

Furukawa *et al.* (2005), indicaram que para valores de potencial redox oscilando entre 260 e 660 mV, aproximadamente, na profundidade de 10 cm, pode ocorrer tanto emissão como consumo de óxido nitroso. Em potenciais redox acima de 200 mV ocorre produção de N_2O (SMITH *et al.*, 1983; HOU *et al.*, 2000; WLODARCZYK *et al.*, 2005).

Elder e Lal (2008) e Huang *et al.* (2010) encontraram correlação positiva entre temperatura do ar e o fluxo de óxido nitroso. Porém, Von Arnold *et al.* (2005) indicaram que em Organossolo não drenado com nível freático próximo à superfície, os fluxos de N_2O não se correlacionaram com a temperatura do ar e nem com a precipitação. Entretanto, Inubushi *et al.* (2003) detectaram aumento no consumo de N_2O em solos cultivados com arroz irrigado quando ocorria aumento na precipitação.

A drenagem e o cultivo de Organossolos são práticas de manejo que contribuem diretamente com o incremento de N_2O na atmosfera (USEPA, 2007). Em Organossolo drenado o fluxo médio de N_2O foi de $131 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e no Organossolo não drenado os fluxos sofreram brusca redução, caindo para $13 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ em média (VON ARNOLD *et al.*, 2005). Para Furukawa *et al.* (2005), no entanto, o efeito da drenagem sobre os fluxos de óxido nitroso não foi claro.

O nível freático também não interfere de maneira padronizada nos fluxos de óxido nitroso. Embora possa afetar o ciclo do nitrogênio, a relação é mais complexa do que para o ciclo do carbono (FURUKAWA *et al.*, 2005), sendo que Hadi *et al.* (2000 e 2001) não encontraram inter-relação clara entre o nível freático e os fluxos de N_2O .

Von Arnold *et al.* (2005) concluíram que em Organossolos são necessárias outras variáveis além da temperatura e do nível freático para explicar os fluxos de N_2O , embora o rebaixamento do freático em Organossolo drenado tenha aumentado a emissão. Em Organossolo não drenado onde o nível freático oscilou entre 12 e -30 cm, o fluxo variou entre 17 e 8 $\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$, enquanto em Organossolo drenado, com nível freático oscilando entre -5 e -45 cm, o fluxo médio variou de 90 a 171 $\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$.

Inúmeros autores explicam que o consumo de óxido nitroso em solos com excesso de umidade ocorre devido à redução total do N_2O à N_2 (ROLSTON *et al.*, 1978; SMITH *et al.*, 2003; INUBUSHI *et al.*, 2003; DALAL *et al.*, 2003; ROBERTSON; GROFMAN, 2007; DALAL; ALLEN, 2008). A emissão de N_2O e N_2 via desnitrificação tem sido amplamente estudada devido o potencial de remoção de nitrato das terras úmidas (GUTKNECHT *et al.*, 2006), embora pouca atenção tenha sido dada para a quantificação de N_2O em solos anóxicos típicos de terras úmidas os quais são geralmente considerados desfavoráveis para a produção de óxido nitroso (BLAIS *et al.*, 2005).

A interação complexa entre os inúmeros fatores e processos apresentados anteriormente é responsável pela grande variabilidade espacial e temporal que comumente ocorre nos fluxos de N_2O (GROFFMAN, 2000; HUANG *et al.*, 2010; VON ARNOLD *et al.*, 2005; JIANG *et al.*, 2009). Esta complexidade faz com que o solo possa ser tanto uma fonte como um sumidouro de N_2O (HADI *et al.*, 2000; CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2007) e é responsável pela grande variação encontrada nos fluxos, a saber: -0,0014 $\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$ (FENN *et al.*, 1996) a -484 $\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$ (LONGORIA *et al.*, 2003); -0,04 a 0,03 $mg N m^{-2} h^{-1}$ (INUBUSHI *et al.*, 2003); -18 a 842 $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ (FURUKAWA *et al.*, 2005); -10 a 584 $mg N m^{-2} h^{-1}$ (HADI *et al.*, 2005); 8 a 171 $\mu g N_2O m^{-2} h^{-1}$ (VON ARNOLD *et al.*, 2005) e 275 e 307 $mg N_2O m^{-2} h^{-1}$ (JIANG *et al.*, 2009).

A atuação dos fatores que controlam as emissões de N_2O não está bem clara, embora o padrão estacional mostre algumas tendências (INUBUSHI *et al.*, 2003). Baseado no conhecimento atual não é ainda possível definir claramente as condições que promovem o consumo de N_2O (CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2007).

Na presente pesquisa, formulou-se a hipótese de que a drenagem e as variações na temperatura do ar e na precipitação, ao longo do tempo, provocariam mudanças nos fluxos de N_2O .

O objetivo do estudo foi avaliar os fluxos de N_2O em Organossolo Háplico sáprico típico em campo hidrófilo de altitude, em condições naturais e após a drenagem, considerando a influência do clima e das alterações provocadas no solo.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Experimento de campo

Instalou-se um experimento em área de estepe hidrófila com dimensão de 6,5 ha ($25^{\circ}09'59''\text{S}$; $50^{\circ}04'45''\text{O}$), a 860 m de altitude, na fazenda da Embrapa SPM-EPGA (Serviço de Produtos e Mercado - Escritório de Ponta Grossa, PR), segundo planalto paranaense, região dos Campos Gerais (Figura 1).



FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O local de estudo situa-se em uma nascente do rio Cará-Cará, afluente do rio Tibagi. O clima local é do tipo Cfb, mesotérmico úmido, sem estação seca, temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C , temperatura média do mês mais frio menor do que 18°C e precipitação entre 1100 e 2000 mm. A área encontra-se inserida em reverso distal de *cuesta*, sobre folhelho argiloso da Formação Ponta Grossa, pertencente ao Grupo Paraná, Paleozóico. O solo foi classificado como ORGANOSSOLO HÁPLICO sáprico típico álico relevo plano fase campo subtropical hidrófilo de altitude, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos

(SANTOS *et al.*, 2006). Apresenta sequência de horizontes hísticos com 100 cm de espessura. As principais características químicas e físicas do solo encontram-se na Tabela 1.

TABELA 1 - ANÁLISES FÍSICO-HÍDRICAS E QUÍMICAS DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO ÁLICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE.

Horizonte		Densidade do Solo		Porosidade Total Volumétrica	Permeabilidade Saturada ⁽¹⁾	
Símbolo	Profundidade	Tempo zero	26 meses	---	Tempo zero	26 Meses
-----cm-----		-----kg/dm ³ -----		---%---	-----cm/h-----	
H1	0 - 20	0,15	0,16	95	72 r	276 r
H2	20 - 40	0,21	0,22	92	25 r	7 mr
H3	40 - 60	0,47	0,44	82	13 mr	28 r
H4	60 - 80	0,58	0,51	78	36 r	12 mr
H5	80 - 100	0,50	0,52	81	21 r	14 mr

Horizonte Símbolo	Profundidade	pH H ₂ O (1:1,25)	Saturação em Bases (V)	Saturação em Alumínio (m)	Carbono Orgânico Tempo zero	26 Meses
-----cm-----		-----%-----			-----g/kg-----	
H1	0 - 20	5,0	4,80	58	276,32	194,00
H2	20 - 40	5,3	0,93	87	281,40	169,30
H3	40 - 60	5,3	0,68	93	186,96	170,40
H4	60 - 80	5,1	0,62	96	90,43	119,20
H5	80 - 100	5,0	0,50	97	99,50	122,10
Cg1	100 - 110	5,2	1,00	94	52,75	-

⁽¹⁾ As letras r (rápida) e mr (moderadamente rápida), referem-se às classes de permeabilidade saturada segundo o Soil Survey Staff (1951). A composição granulométrica e os teores de Ca⁺², Mg⁺², K⁺, Na⁺, Al⁺³, H⁺ e N, encontram-se no Anexo 1. A trincheira onde o Organossolo foi coletado pode ser vista no Anexo 2.

Os dois tratamentos avaliados no experimento foram: solo em condição natural e solo drenado. Efetuou-se 29 coletas de ar em 6 câmaras estáticas, correspondentes a 6 repetições, em cada tratamento. Nos dias 08 e 09/09/2010 drenou-se uma área de 30 m × 10 m, por meio da construção de drenos trapezoidais de 1,5 m x 1,2 m x 0,65 m de largura inferior, base e profundidade, respectivamente, com uma retroescavadeira conectada a um trator de esteira (Anexo 3). A 45 m da área drenada, na mesma cota topográfica e fitofisionomia, foi delimitada uma área de 15 m × 15 m para instalar as câmaras no Organossolo natural.

3.2.2 Coleta de amostras de ar

Foram realizadas 17 coletas de amostras de ar durante o primeiro ano de estudo, entre 10/09/2010 e 26/09/2011 e 12 coletas ao longo do segundo ano, entre 27/09/2011 e 16/10/2012 (Anexo 4).

Seis bases de metal com 38 cm de diâmetro foram inseridas no solo para receberem as câmaras coletoras de gás, em cada tratamento. Na parte superior destas bases havia uma canaleta circular de 6 cm de largura por 4 cm de altura, a qual era preenchida com água, após a colocação da câmara, para evitar vazamento dos gases, na ocasião das coletas.

As coletas de gases foram efetuadas em câmaras de PVC (Anexo 5) com 40 cm de altura equipadas com termômetro, ventilador para homogeneizar o ar e torneira de três vias para coleta de amostras de ar. Seringas de polipropileno de 20 ml acopladas à torneira três vias eram usadas para conter as amostras de ar que foram retiradas a 0, 15, 30 e 45 minutos, após a câmara ter sido fechada. As coletas eram feitas entre às 9:00 e 12:00 horas.

Para determinar a concentração de N₂O utilizou-se um cromatógrafo de fase gasosa (Shimadzu GC-2014) com detector de captura de elétrons (ECD), colunas empacotadas em temperatura de 70 °C, N₂ como gás de arraste com fluxo de 26 mL min⁻¹, temperatura do injetor de 250 °C e temperatura do detector de 325 °C. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS, em Porto Alegre (RS).

Os fluxos de N₂O foram calculados pela equação $F(N_2O) = d[N_2O]/dt \times 28 \times P \times V / R \times T$, onde $d[N_2O]/dt$ é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo; V e T são o volume (L) e temperatura interna (°K) da câmara; P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm e R é a constante universal dos gases (0,0821 L.atm K⁻¹ mol⁻¹). A variação da concentração do gás no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. Considerando-se a área de solo contido na base da câmara, calculou-se a massa do gás que foi emitida por unidade de área e de tempo em µg N₂O m⁻² h⁻¹.

Os fluxos determinados foram considerados como representativos do fluxo médio diário, conforme proposto por Jantália *et al.* (2008). O fluxo acumulado por

estação e anual foram calculados no programa Sigmaplot, pela integração da área sob a curva, a qual foi estabelecida por interpolação dos valores diários dos fluxos.

3.2.3 Parâmetros pedológicos

O teor de carbono orgânico foi determinado por oxidação sob atmosfera de gás oxigênio em determinador automático *Analytik Jena*. As análises químicas e físico-hídricas do solo foram realizadas conforme metodologia proposta por Claessen (1997).

Para determinar a umidade gravimétrica e a quantidade de amônio e de nitrato no solo em cada coleta de ar, três amostras de solo de 0 a 10 cm foram coletadas por parcela. O teor de amônio e de nitrato foi determinado pelo método de microdestilação a vapor proposto por Bremner (1965), utilizando-se óxido de magnésio para alcalinizar o meio e Liga de Devarda para reduzir o nitrato a amônia. Os valores de amônio e de nitrato foram expressos em mg kg^{-1} de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- , respectivamente, tendo sido calculados com base no peso úmido das amostras, devido a natureza hidromórfica dos Organossolos estudados.

O monitoramento da altura do nível freático foi realizado em quatro poços hídricos instalados em cada tratamento. Estes poços, construídos com tubos de PVC de 75 mm de diâmetro e 1,20 m de altura, foram introduzidos até o horizonte Cg. Visando acelerar a passagem da água dentro dos tubos, foram feitos quatro furos de 1 cm de diâmetro a cada 10 cm, ao longo do comprimento dos mesmos. A cada duas câmaras foi colocado um poço hídrico, no qual determinou-se a altura do nível freático em todas as coletas de ar.

O potencial redox foi determinado no campo, por um pHmetro portátil modelo HI 8424 equipado com um eletrodo de vidro com sensor de platina, ambos da marca Hanna. As leituras foram efetuadas nas profundidades de 5, 10, 15, 20, 30 e 40 cm, nas coletas 24, 25, 26, 28 e 29. Para o enquadramento dos solos nas classes de redução utilizou-se as classes de estado de redução propostas por Tian-Yen (1985), a saber: oxidado > 400 millivolts (mV), fracamente reduzido (400 a 200 mV), moderadamente reduzido (200 a -100 mV) e fortemente reduzido (< -100 mV).

3.2.4 Variáveis meteorológicas

A temperatura do ar e a precipitação foram monitoradas diariamente, durante os dois anos de estudo, por meio de uma estação meteorológica portátil Vantage Vue marca Davis instalada a aproximadamente 1 km da área experimental.

3.2.5 Análise estatística

Utilizou-se o teste de Tukey ($p < 0,05$) para verificar as diferenças entre os dois tratamentos nos fluxos de N_2O , umidade gravimétrica do solo na profundidade de 0 a 10 cm, altura do nível freático, potencial redox do solo e teor de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$.

Determinou-se os coeficientes de correlação linear de Pearson (r) entre os fluxos de N_2O e a temperatura média do ar e precipitação acumulada, entre às 9 e 12 horas na ocasião das coletas e durante o período de 1, 3, 5, 7, 15 e 30 dias que antederam as coletas, altura do nível freático, e umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm.

Aplicou-se o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) para avaliar os efeitos dos tratamentos, dos componentes principais (fatores climáticos e pedológicos) e do tempo, sobre o fluxos de N_2O . Este modelo possibilitou uma análise conjunta de todas as variáveis envolvidas.

As análises estatísticas foram realizadas com o *Software R* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Efeito dos fatores meteorológicos sobre o fluxo de N₂O

No primeiro ano de estudo a temperatura média anual foi 17,5 °C e os valores médios semanais variaram entre 22,2 e 10,3°C. As maiores temperaturas médias semanais ocorreram no final da primavera (21,8°C), no verão (22,2°C) e no início do outono (20,9°C) e as menores (10,3°C) foram registradas no inverno. No segundo ano de estudo a temperatura média anual foi 18,4 °C e os valores médios semanais oscilaram entre 24,7 e 10,3 °C. As maiores temperaturas médias semanais ocorreram no final da primavera (21,5 °C), em meados do verão (24,7 °C) e no início do outono (20,3 °C) e as menores (10,3 °C) foram registradas no inverno (Figura 2).

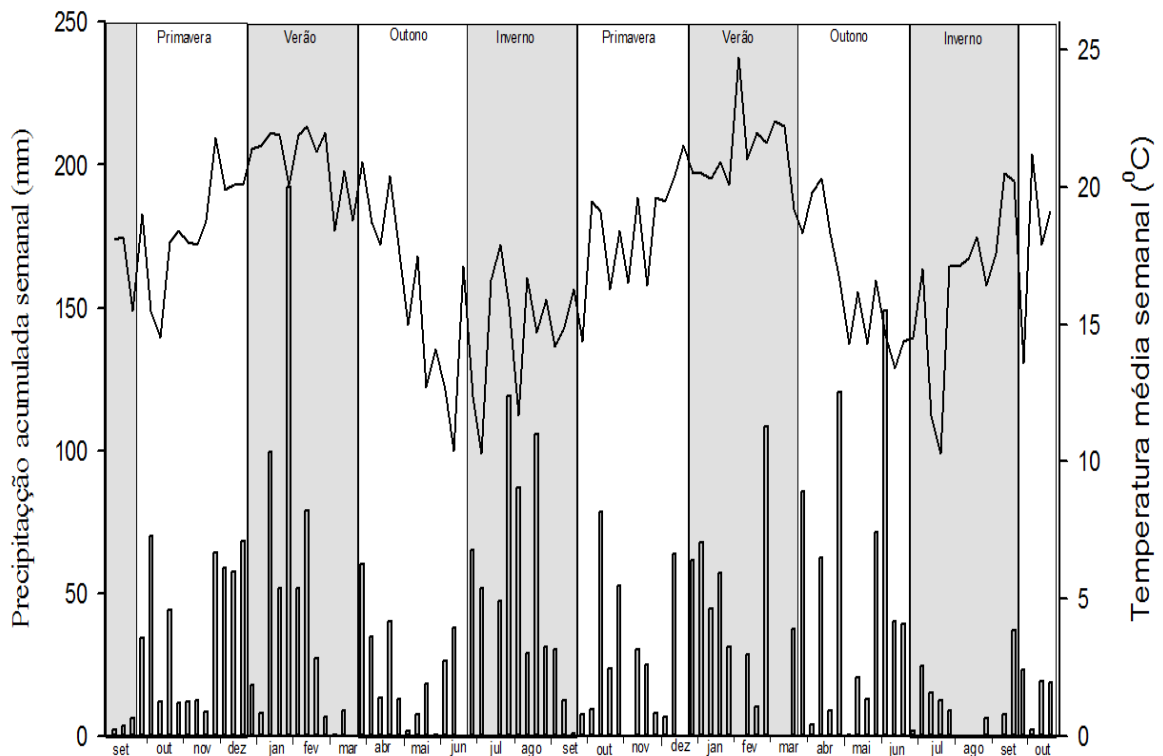


FIGURA 2 - PRECIPITAÇÃO SEMANAL ACUMULADA (BARRAS) E TEMPERATURA MÉDIA SEMANAL (LINHAS) AO LONGO DO PERÍODO DE ESTUDO, POR ESTAÇÃO DO ANO. OS VALORES QUE ORIGINARAM ESTA FIGURA ENCONTRAM-SE NO ANEXO 6.

Não houve diferenças marcantes na temperatura média semanal do ar nas estações entre os dois anos. As temperaturas médias na primavera, verão, outono e inverno foram de 18,5, 21,0, 16,2 e 14,8 °C, respectivamente, no primeiro ano e de 18,4, 21,3, 16,3 e 16,5 °C, respectivamente no segundo ano. No inverno de 2012 a temperatura média semanal foi apenas 1,7 °C mais elevada do que no inverno de 2011.

A precipitação total acumulada ao longo do primeiro ano foi de 1837 mm (Figura 2). As estações mais chuvosas foram a primavera (442 mm), o verão (543 mm) e, atipicamente, o inverno (580 mm). No outono a precipitação acumulada foi 254 mm. A precipitação total acumulada ao longo do segundo ano foi de 1518 mm. As estações mais chuvosas foram o verão (446 mm) e atipicamente o outono (615 mm), seguidos pela primavera (298 mm) e inverno (114 mm). A precipitação anual no segundo ano de estudo foi 319 mm menor do que no primeiro, sendo que com exceção do outono, as outras estações foram menos chuvosas.

No solo natural os fluxos variaram entre 1,6 e -29,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N_2O , com média de -11,9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no primeiro ano e de -0,13 a -31,24 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ com média de -10,27 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no segundo (Figura 3). Não houve diferença estatística nos fluxos entre as coletas em ambos os anos. Isto indica que houve homogeneidade entre os fluxos de um ano para o outro o que é compatível com a condição natural deste solo, o qual não sofreu nenhuma intervenção antrópica. Entretanto, deve-se considerar que a variabilidade entre os valores das câmaras foi muito grande, sendo que as médias foram geradas, algumas vezes, por valores negativos e positivos.

Os picos de consumo de óxido nitroso (Figura 3) se deram em novembro (final de primavera - coleta 7) e fevereiro (verão - coleta 9), no primeiro ano, e em janeiro e março (verão - coletas 20 e 22) do segundo ano, coincidindo com as temperaturas mais elevadas (Figura 2).

Resultados similares foram encontrados por Inubushi *et al.* (2003) os quais registraram os maiores valores de consumo de óxido nitroso entre fevereiro e junho, correspondendo ao final do inverno, a primavera e ao início do verão.

No solo drenado os fluxos variaram entre -0,70 e 38,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N_2O com média de 8,7 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, no primeiro ano e de 13,0 a 55,7 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, e 27,9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, no segundo (Figura 3). Os valores mínimos e máximos foram superiores no segundo ano e a média foi 3,2 vezes maior do que no primeiro, o que indica o forte efeito da drenagem sobre a emissão de óxido nitroso. Percebe-

se facilmente que a maioria dos fluxos do primeiro ano foram menores do que do segundo (Figura 3).

Nota-se que as emissões se deram em pulsos com valores altos e baixos se alternando sistematicamente ao longo do tempo, mostrando, porém, uma tendência claramente ascendente, o que demonstra o forte efeito da drenagem, com o passar do tempo, uma vez que o efeito do tratamento foi altamente significativo (Tabela 2).

Analisando a influência da temperatura do ar, de forma isolada, percebe-se que a elevação na mesma aumentou o consumo de N_2O no Organossolo natural e não teve influência marcante sobre a emissão no Organossolo drenado, no qual o acréscimo nas emissões foi causado pelo aumento no número de dias decorridos a partir da drenagem (Tabela 3). Isto ocorreu, provavelmente, devido a redução nos valores de umidade gravimétrica ao longo do tempo.

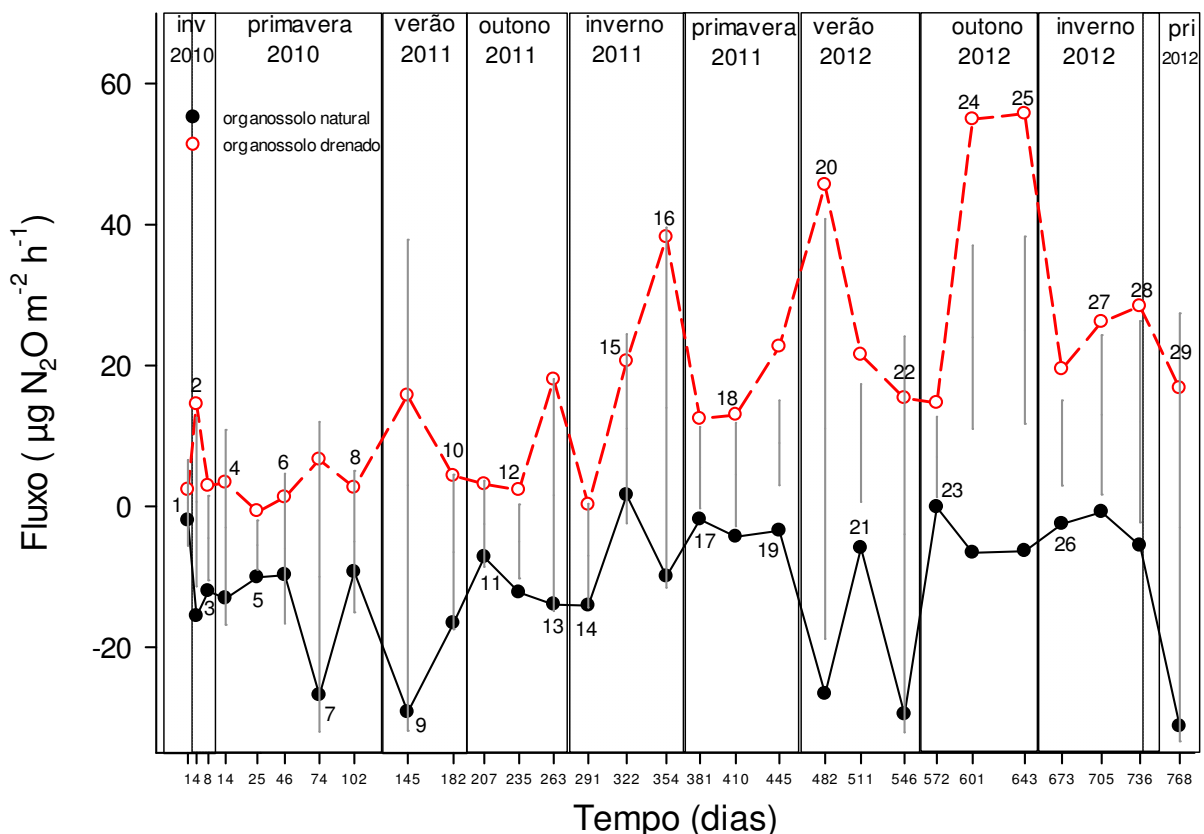


FIGURA 3 - FLUXO DE ÓXIDO NITROSO ($\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). OS ALGARISMOS DE 1 A 29 CORRESPONDEM AOS NÚMEROS DAS COLETAS DE GASES. AS MÉDIAS QUE ORIGINARAM A FIGURA ESTÃO APRESENTADAS NO ANEXO 7b.

A precipitação, por sua vez, não interferiu intensamente sobre o consumo de N_2O no solo natural, pois como o mesmo se manteve saturado com água durante todo o tempo, o acréscimo de água pelas chuvas não aumentava significativamente a quantidade de água no solo. Por outro lado, no Organossolo drenado, o aumento na precipitação resultava em elevação na emissão de N_2O (Tabela 3).

Picos de produção de óxido nitroso geralmente ocorrem imediatamente após a adição de nitrato. Em poucas horas ou dias, a produção de N_2O decresce e incrementa a produção de N_2 , nos microsítios anaeróbicos, mesmo quando concentrações relativamente altas de nitrato ainda estão presentes (ROLSTON *et al.* 1978).

No Organossolo drenado do presente estudo a elevação na emissão de óxido nitroso não ocorreu em função da adição de nitrato, mas possivelmente devido ao aumento nos teores de NO_3^- produzidos por nitrificação com a retirada da água.

TABELA 2 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DO EFEITO DA DRENAGEM E DOS FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS SOBRE OS FLUXOS DE N_2O , PELO MODELO ADITIVO GENERALIZADO - GAM.

Efeitos paramétricos	p valor
Tratamento (solo natural e drenado)	$< 2 \times 10^{-16}$ ***
Temperatura do ar (Componente principal 1) ⁽¹⁾	0,7196 ns
Temperatura do ar (Componente principal 2) ⁽²⁾	0,0607 ns
Temperatura do ar+precipitação acumulada (Componente principal 3) ⁽³⁾	0,9867 ns
Efeitos não paramétricos	p valor
Tempo ⁽⁴⁾ (solo drenado)	$7,7 \times 10^{-7}$ ***
Tempo ⁽⁵⁾ (solo natural)	0,493 ns

*** - altamente significativo ($p < 0,001$); ns - não significativo;

⁽¹⁾ Temperatura mínima do ar das 9 às 12 horas no momento da coleta + temperatura mínima do ar durante o período de 1 dia que antecedeu as coletas.

⁽²⁾ Temperatura mínima do ar das 9 às 12 horas no momento da coleta + temperatura mínima do ar durante o período de 1 dia que antecedeu as coletas + temperatura média do ar nos períodos de 3 e de 5 dias que antecederam as coletas.

⁽³⁾ Temperatura mínima do ar das 9 às 12 horas no momento da coleta + temperatura mínima do ar durante o período de 1 dia que antecedeu as coletas + temperatura média do ar nos períodos de 3 e de 5 dias que antecederam as coletas + precipitação acumulada durante o período de 1 dia que antecedeu as coletas.

⁽⁴⁾ Número de dias a partir da drenagem.

⁽⁵⁾ Número de dias a partir do início do experimento.

Os fluxos ocorreram em vários pulsos de emissão, sendo que praticamente cada elevação foi seguida de uma redução brusca (Figura 3). Esta alternância de emissões altas e baixas sugere que houve alternância entre os processos de nitrificação e desnitrificação. O primeiro processo teria originado as emissões menores e o segundo os valores maiores.

A desnitrificação é a fonte mais importante de N_2O para a atmosfera (TIEDJE, 1994; ROBERTSON; GROFFMAN, 2007), embora a produção por nitrificação possa, as vezes, ser igualmente importante (GRANLI; BOCKMAN, 1994), principalmente em ecossistemas naturais (DALAL; ALLEN, 2008).

Provavelmente a drenagem do solo foi suficiente para criar microsítios aeróbicos, mas não o bastante para eliminar os microsítios anaeróbicos.

Durante a desnitrificação a maior parte do NO_3^- desaparece em poucos dias em solos encharcados, pois na ausência de oxigênio e com a diminuição no potencial redox, o NO_3^- é reduzido facilmente à N_2O (PONNAMPERUMA, 1972; PATRICK JR., 1982).

TABELA 3 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS E O INFLUXO DE N_2O NO ORGANOSSOLO NATURAL E O EFLUXO DE N_2O NO ORGANOSSOLO DRENADO

Variáveis	Organossolo natural			Organossolo drenado		
	Ano 1 e 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1 e 2	Ano 1	Ano 2
Umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm	ns	0,13	ns	-0,31	-0,17	ns
Altura do nível freático	ns	0,12	ns	ns	ns	0,22
Temperatura média do ar ⁽²⁾	0,15	0,19 ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns
Temperatura média do ar ⁽³⁾	0,17 ⁽¹⁾	ns	0,24 ⁽¹⁾	ns	ns	ns
Temperatura média do ar ⁽⁴⁾	ns	0,16 ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns
Precipitação acumulada ⁽⁵⁾	ns	ns	ns	0,31 ⁽¹⁾	ns	ns
Tempo (número de dias)	ns	ns	ns	0,40	0,25 ⁽¹⁾	ns

⁽¹⁾ Coeficientes de correlação (r) que apresentaram $p < 0,05$.

Todos os demais apresentaram $p < 0,01$. ns = não significativo.

⁽²⁾ No período de 7 dias que antecedeu as coletas.

⁽³⁾ No período de 15 dias que antecedeu as coletas.

⁽⁴⁾ No período de 30 dias que antecedeu as coletas.

⁽⁵⁾ No período de 15 dias que antecedeu as coletas.

Nas zonas oxidadas do solo alagado o NH_4^+ pode ser transformado em NO_3^- o qual é desnitrificado ao ser difundido para as zonas reduzidas. A manutenção deste duplo processo nitrificação/desnitrificação depende da concentração de amônio na zona reduzida do solo (SOUSA *et al.*, 2009).

Włodarczyk *et al.* (2005) mostraram que em torno de 4 a 10 dias após a aplicação de nitrato no solo houve produção máxima de N_2O e que passados aproximadamente 10 a 16 dias depois do pico de emissão, praticamente todo o N_2O produzido havia sido consumido.

Isto sugere que a alternância entre produção e consumo de N_2O é relativamente rápida, o que justifica a oscilação dos valores dos fluxos de óxido

nitroso, de uma coleta para a outra, mesmo em ambientes naturais onde não houve aplicação de nitrato.

3.3.2 Efeito da drenagem sobre o fluxo de N_2O

No Organossolo natural o nível freático variou ao longo do primeiro ano entre 0,3 e -16,3 cm, permanecendo em média a -7 cm da superfície do solo e entre 0,25 e -14,8 cm, com média de -5 cm, no segundo ano (Figura 4), indicando que a oscilação foi muito similar, até porque este solo não sofreu nenhuma alteração antrópica. A umidade gravimétrica média na profundidade de 0 a 10 cm foi de $9,9 \text{ kg kg}^{-1}$ e variou entre $7,6$ e $11,7 \text{ kg kg}^{-1}$, no primeiro ano. No segundo ano a média ficou em $9,8 \text{ kg kg}^{-1}$ tendo oscilado entre $8,1$ e $11,9 \text{ kg kg}^{-1}$ (Figura 5), mostrando também muita similaridade entre os dois anos.

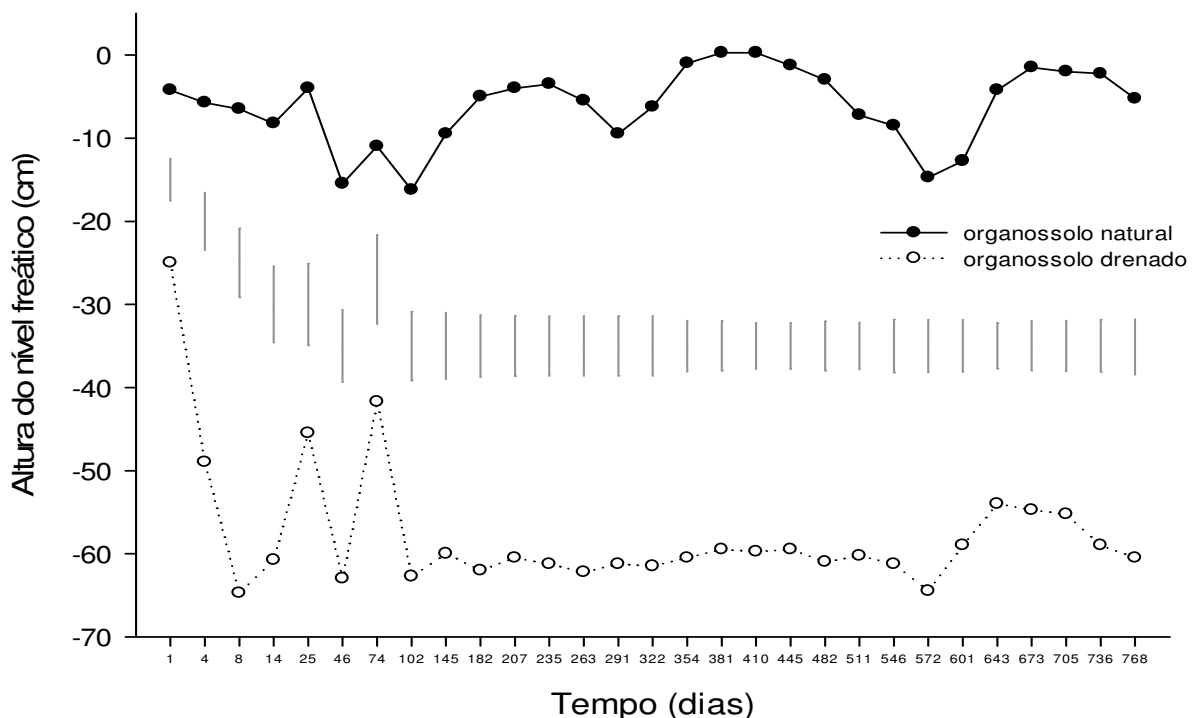


FIGURA 4 - NÍVEL FREÁTICO EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). OS VALORES USADOS PARA ELABORAR A FIGURA ESTÃO LISTADOS NO ANEXO 8a.

No Organossolo drenado o nível freático variou ao longo do primeiro ano entre -25 e -64,8 cm, permanecendo em média a 57 cm abaixo da superfície do solo e entre -54 e -64,5 cm, com média de -59 cm, no segundo ano (Figura 4). A umidade gravimétrica média na profundidade de 0 a 10 cm foi de 5,7 kg kg⁻¹ e variou entre 4,5 e 6,8 kg kg⁻¹, no primeiro ano. No segundo ano a média ficou em 4,2 kg kg⁻¹ tendo oscilado entre 3,6 e 4,7 kg kg⁻¹ (Figura 5). A umidade gravimétrica além de ter sido significativamente menor do que no Organossolo natural mostrou nítida tendência descendente.

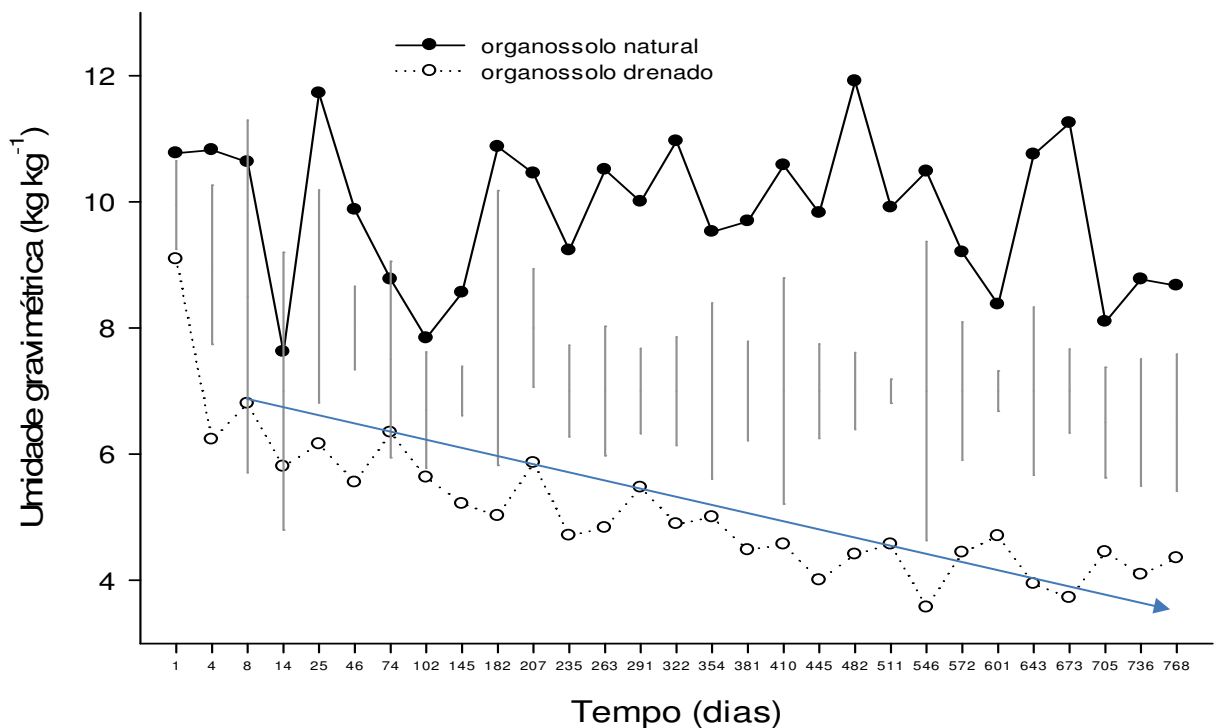


FIGURA 5 - UMIDADE GRAVIMÉTRICA NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). OS VALORES USADOS PARA ELABORAR A FIGURA ESTÃO LISTADOS NO ANEXO 8b.

No Organossolo natural, como as variações que ocorreram ao longo dos dois anos no nível freático e na umidade gravimétrica não foram grandes, elas não afetaram o consumo de N₂O, não tendo ocorrido correlação linear simples entre estas variáveis (Tabela 3), as quais não foram incluídas nos componentes principais (Tabela 2).

Von Arnold *et al.* (2005) trabalhando com Organossolos indicaram que o nível freático e a temperatura do ar não são suficientes para explicar os fluxos de

N_2O , sendo necessárias variáveis adicionais. Estes mesmos autores afirmaram que em solos com nível freático superficial os fluxos de óxido nitroso não são linearmente relacionados com a temperatura do ar, havendo uma correlação múltipla com a temperatura do ar e o nível freático.

No presente trabalho não houve correlação entre o consumo de N_2O e a umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm, no organossolo natural (Tabela 3), pois o consumo do mesmo ocorre a profundidades maiores.

Van Groenigen *et al.* (2005) trabalhando em solo arenoso, identificaram que na profundidade de 90 cm localizava-se a fonte principal de óxido nitroso, o qual posteriormente foi consumido em seu caminho rumo à superfície do solo. Arah *et al.* (1991) também se referem ao consumo de N_2O em camadas mais profundas.

A emissão de N_2O a partir da superfície do solo é função do tempo e da profundidade específica onde se dá a produção e o consumo, no perfil (HOSEN *et al.*, 2000; CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2007). A maioria do N_2O produzido no topo do solo facilmente escapa para a atmosfera com curto período de permanência no solo, enquanto o óxido nitroso produzido em profundidade pode nunca atingir a atmosfera (YOH *et al.*, 1997; NEFTEL *et al.*, 2000). Segundo Metay (2005) há mesmo uma defasagem de tempo entre a produção de N_2O e sua difusão até a superfície.

O excesso de água no Organossolo natural do presente estudo ocasionou o consumo de óxido nitroso, pois do mesmo modo observado por Robertson e Groffman (2007), Farquharson e Baldock (2008) e Kogel-Knabner *et al.* (2010) pode ter ocorrido desnitrificação completa do N_2O com emissão de N_2 . Quanto mais tempo o óxido nitroso permanece no solo, por ser produzido em camadas profundas ou devido à redução na difusividade, mais ele é consumido (CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2007).

Van Groenigen *et al.* (2005) relataram que pode ocorrer consumo de N_2O quando ele é difundido no sentido ascendente no perfil. Farquharson e Baldock (2008) citam organismos desnitrificadores atuando neste processo.

No Organossolo natural a possível redução do N_2O à N_2 aconteceu em profundidades maiores do que 15 cm, as quais apresentaram menores potenciais de óxido-redução, como será visto adiante. Além disto o maior tempo de permanência em condição de excesso de umidade deve ter contribuído.

O consumo de N_2O , o qual segundo Inubushi *et al.* (2003) é altamente solúvel em água, pode estar muito mais associado a dificuldade de difusão do

mesmo através do solo submerso do que ao próprio potencial de redução, aumentando o tempo de permanência e induzindo os microrganismos a consumirem o mesmo após a sua emissão (RYDEN, 1981; CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2007).

Isto sugere que mesmo em situações em que o potencial redox não se encontrava muito baixo, como no caso das coletas 24 a 26 (Figura 6), provavelmente o óxido nitroso tenha sido reduzido à N_2 , devido ao longo tempo de submersão.

Na maioria das situações as quantidades de N_2 emitidas durante a desnitrificação são muito superiores às de N_2O (CANTARELLA, 2007). Altos índices de decomposição de matéria orgânica consomem muito oxigênio criando microsítios anaeróbicos, o que favorece a desnitrificação (SMITH *et al.*, 2003), sendo esperada alta emissão de N_2O (MALJANEN *et al.*, 2003).

A emissão de óxido nitroso no Organossolo drenado foi atribuída a retirada da água e a entrada de oxigênio em função do rebaixamento do nível freático, o que estimulou a decomposição da matéria orgânica.

No primeiro ano, já a partir do primeiro dia após a drenagem, quando o nível freático encontrava-se a 25 cm abaixo da superfície, o solo drenado apresentou emissão de óxido nitroso, o que se prologou até o final do estudo. A partir de uma semana após a drenagem o nível freático manteve-se constante a aproximadamente 60 cm abaixo da superfície na maior parte do tempo.

No Organossolo drenado, a umidade gravimétrica diminuiu ao longo do tempo e a emissão de óxido nitroso aumentou, indicando correlação linear negativa entre as duas variáveis. O nível freático, que se manteve praticamente constante, não teve influência na emissão de N_2O ao longo do tempo (Tabela 3).

Furukawa *et al.* (2005), no entanto, constataram que não houve relação entre o nível freático e o fluxo de óxido nitroso, embora o pico de emissão máxima tenha ocorrido quando o nível freático encontrava-se a apenas -20 cm. Para estes autores o efeito da drenagem sobre o fluxo de N_2O não foi claro pois a variação do nível freático entre -10 e -30 cm possivelmente promoveu, tanto a nitrificação quanto a desnitrificação.

Inúmeros autores observaram elevadas emissões de óxido nitroso quando o nível freático foi rebaixado, nos processos de flutuação cíclica natural, criando ambientes óxicos e anóxicos. Nestas condições o N_2O é formado em grandes quantidades durante a nitrificação e parte do nitrato produzido, pode mais tarde ser

reduzido a óxido nitroso, quando o potencial redox cai e as condições se tornam favoráveis para a desnitrificação (BALDWIN; MITCHELL, 2000; HERNADEZ; MITSCH, 2006; PAGE; DALAL, 2011), quando o solo torna-se novamente encharcado.

O nitrato também pode ser transferido dos sítios aeróbicos para os anaeróbicos nos quais pode ser reduzido.

A presença simultânea de sítios aeróbicos e anaeróbicos cria condições favoráveis para a produção de N_2O (DALAL; ALLEN, 2008), porque o nitrato formado nos primeiros pode liberar N_2O durante a nitrificação (FARQUHARSON; BALDOCK, 2008) durante a transformação de NH_4^+ em NO_3^- por bactérias quimioautotróficas (GRANLI; BOCKMAN, 1994). No entanto a maior emissão se origina na desnitrificação, na qual o nitrato anteriormente produzido é reduzido biologicamente à N_2O (TIEDJE, 1994; SMITH *et al.*, 2003; ROBERTSON; GROFFMAN, 2007).

Possivelmente a emissão de N_2O no Organossolo drenado da presente pesquisa tenha ocorrido principalmente por desnitrificação, não descartando a contribuição do processo de nitrificação. Provavelmente, a nitrificação tenha sido mais intensa na superfície e nas zonas aeróbicas, enquanto a desnitrificação tenha ocorrido com maior intensidade em profundidades maiores, nas zonas anaeróbicas.

Após a drenagem, um grande volume de solo tornou-se livre do excesso de água e com maior disponibilidade de oxigênio, condição favorável para nitrificação e liberação de óxido nitroso.

Por outro lado, embora o solo tenha se livrado do excesso de água, a umidade ainda manteve-se relativamente elevada, o que continuou sendo propício para a desnitrificação, principalmente nos microsítios anaeróbicos.

Wrage *et al.* (2001) referem-se a ambientes que reúnem condições para que os dois processos ocorram ao mesmo tempo, desde que condições favoráveis tanto para a nitrificação (anaerobismo), como para a desnitrificação (aerobismo), estejam presentes em microhabitats vizinhos. Nas camadas mais profundas do solo estaria ocorrendo desnitrificação e nas mais superficiais nitrificação (CANTARELLA, 2007)

Infelizmente não se determinou separadamente o volume de óxido nitroso proveniente dos processos de nitrificação e de desnitrificação.

Durante os dois anos de estudo a redução da umidade em todo o perfil do solo devido à drenagem foi o fator decisivo no aumento da emissão de óxido nitroso

ao longo do tempo (Figura 3), tendo o aumento do número de dias a partir da drenagem apresentado correlação linear positiva com a emissão de N_2O (Tabela 3).

No segundo ano aumentaram as diferenças nos fluxos de óxido nitroso entre o solo natural e o drenado, pois devido ao maior tempo de drenagem, o solo drenado passou a emitir, de modo crescente, mais N_2O . É evidente a tendência ascendente das emissões de óxido nitroso, com o tempo, no solo drenado (Figura 3).

A análise estatística efetuada pelo modelo GAM (Tabela 2), com todas as variáveis em conjunto, permitiu concluir que o fluxo de N_2O diferiu entre o solo natural e o drenado devido à grande influência da drenagem, a qual superou o efeito da temperatura média do ar, da precipitação acumulada, do nível freático e da umidade gravimétrica de 0 a 10 cm. Houve diferença significativa nos fluxos de óxido nitroso ao longo do tempo apenas no Organossolo drenado, pois a elevação da emissão foi proporcional ao aumento no tempo de drenagem, ao longo do qual houve incremento de oxigênio no solo.

3.3.3 Efeito do potencial de oxi-redução sobre o fluxo de N_2O

No Organossolo natural o potencial redox nas profundidades de 5 a 40 cm oscilou entre 267 e -178 mV. A variação foi grande com valores positivos e negativos em todas as profundidades, de modo que em todas as determinações o potencial foi diminuindo em profundidade, conforme esperado (Figura 6).

Na coleta 28 na qual o nível freático médio era de -2,3 cm, o segundo mais elevado (Figura 4), não houve diferença significativa no potencial redox entre as profundidades. Nas outras coletas as camadas mais profundas mostraram valores significativamente menores.

Mesmo mostrando valores positivos em algumas coletas e profundidades o potencial redox do solo encontrava-se moderadamente e fortemente reduzido na maior parte do tempo (Figura 6). O estado fracamente reduzido ocorreu apenas nas profundidades de 5 e 10 cm e somente na coleta 24, quando o nível freático (Figura 4) e a umidade gravimétrica (Figura 5), apresentaram os valores mais baixos.

O potencial redox mostrou correlação negativa com o fluxo de óxido nitroso (Tabela 4) nas profundidades de 5, 10, 15, 20, 30 e 40 cm, de modo que quanto

mais redutor se encontrava o ambiente do solo, maior era o consumo de N_2O . O consumo máximo ocorreu na coleta 29 (Figura 3), na qual foram registrados os valores mais baixos de potencial redox nas profundidades de 15 a 40 cm (Figura 6).

Smith *et al.* (1983) e Wlodarczyk *et al.* (2005) citam que o consumo de N_2O pode ocorrer abaixo de 200 mV enquanto para Kralova *et al.* (1992), somente em valores menores que 0 mV. Sousa *et al.* (2009) reportam-se a faixa de 200 a 400 mV para a ocorrência de desnitrificação onde todo o nitrato pode ser reduzido à N_2O ou à N_2 .

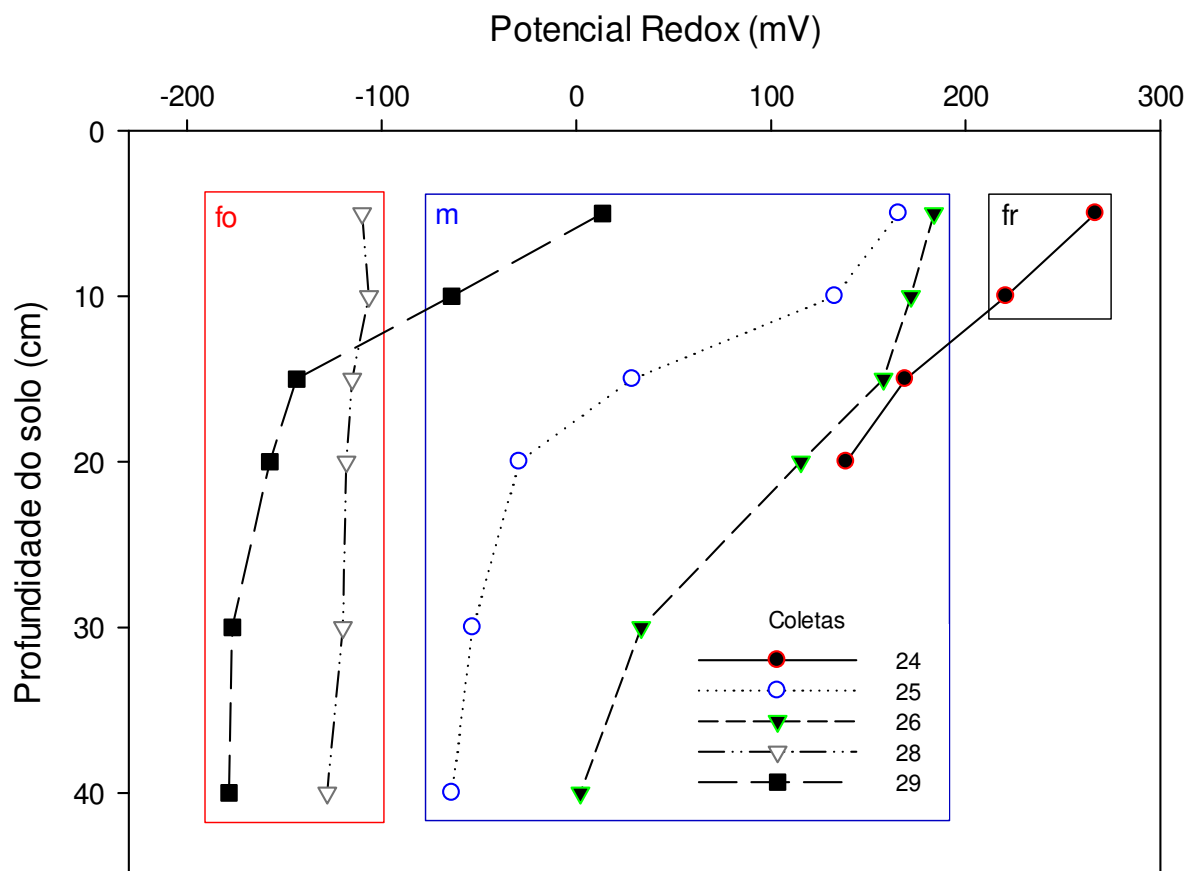


FIGURA 6 - POTENCIAL REDOX (mV) EM ORGANOSSOLO NATURAL NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, PONTA GROSSA, PR. AS ABREVIATURAS fo (RETÂNGULO VERMELHO), m (RETÂNGULO AZUL) E fr (QUADRADO PRETO) REFEREM-SE, RESPECTIVAMENTE, ÀS CLASSES FORTEMENTE REDUZIDO, MODERADAMENTE REDUZIDO E FRACAMENTE REDUZIDO, PROPOSTAS POR TIAN-YEN (1985). OS VALORES QUE GERARAM A FIGURA E A COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS POR PROFUNDIDADE E POR TRATAMENTO, PELO TESTE DE TUKEY, ENCONTRAM-SE NO ANEXO 9.

Como os valores de potencial redox encontrados nas camadas abaixo de 15 cm foram sempre menores do que 200 mV e muitas vezes inferiores a 0 mV, concluiu-se que o ambiente moderadamente e fortemente reduzido provavelmente foi favorável para redução completa do N_2O à N_2 .

Kralova *et al.* (1992) perceberam que os índices de desnitrificação e de emissão de N_2 continuavam aumentando quando o potencial redox atingia valores mais baixos do que 0 mV.

No Organossolo drenado os valores de potencial redox oscilaram entre 368 e 120 mV, não tendo ocorrido nenhum valor negativo em nenhuma coleta e em nenhuma profundidade (Figura 7), sendo a variação em profundidade muito menor do que no Organossolo natural.

Conforme esperado o potencial redox no Organossolo drenado foi significativamente maior do que no Organossolo natural, em todas as determinações, indicando maior quantidade de oxigênio, com exceção da profundidade de 5 cm na coleta 24, a única ocasião em que não houve diferença significativa entre os dois tratamentos.

TABELA 4 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE POTENCIAL REDOX, NAS PROFUNDIDADE DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm E O INFLUXO DE N_2O EM ORGANOSSOLO NATURAL E O EFLUXO DE N_2O EM ORGANOSSOLO DRENADO

Solo	Profundidades (cm)					
	5	10	15	20	30	40
Natural	-0,21 (p<0,05)	-0,29 (p<0,01)	-0,25 (p<0,01)	-0,26 (p<0,01)	-0,29 (p<0,01)	-0,30 (p<0,01)
Drenado	0,07 (p<0,01)	0,18 (p<0,01)	0,26 (p<0,01)	0,17 (p<0,01)	0,17 (p<0,01)	0,09 (p<0,01)

Valores de r obtidos com os dados dos dois anos de avaliação.

Também não houve diferença significativa no potencial redox entre as profundidades em nenhuma das avaliações. Em todas as coletas e profundidades os valores de potencial redox indicaram que o solo drenado permaneceu nos estados de redução fracamente reduzido, principalmente, e moderadamente reduzido. Não ocorreu a classe fortemente reduzido, conforme observado no solo natural (Figura 7).

O potencial redox apresentou correlação positiva com o fluxo de óxido nitroso (Tabela 5) nas profundidades de 5, 10, 15, 20, 30 e 40 cm.

Nas coletas 24 a 26 os valores do potencial redox estiveram acima de 235 mV em todas as profundidades.

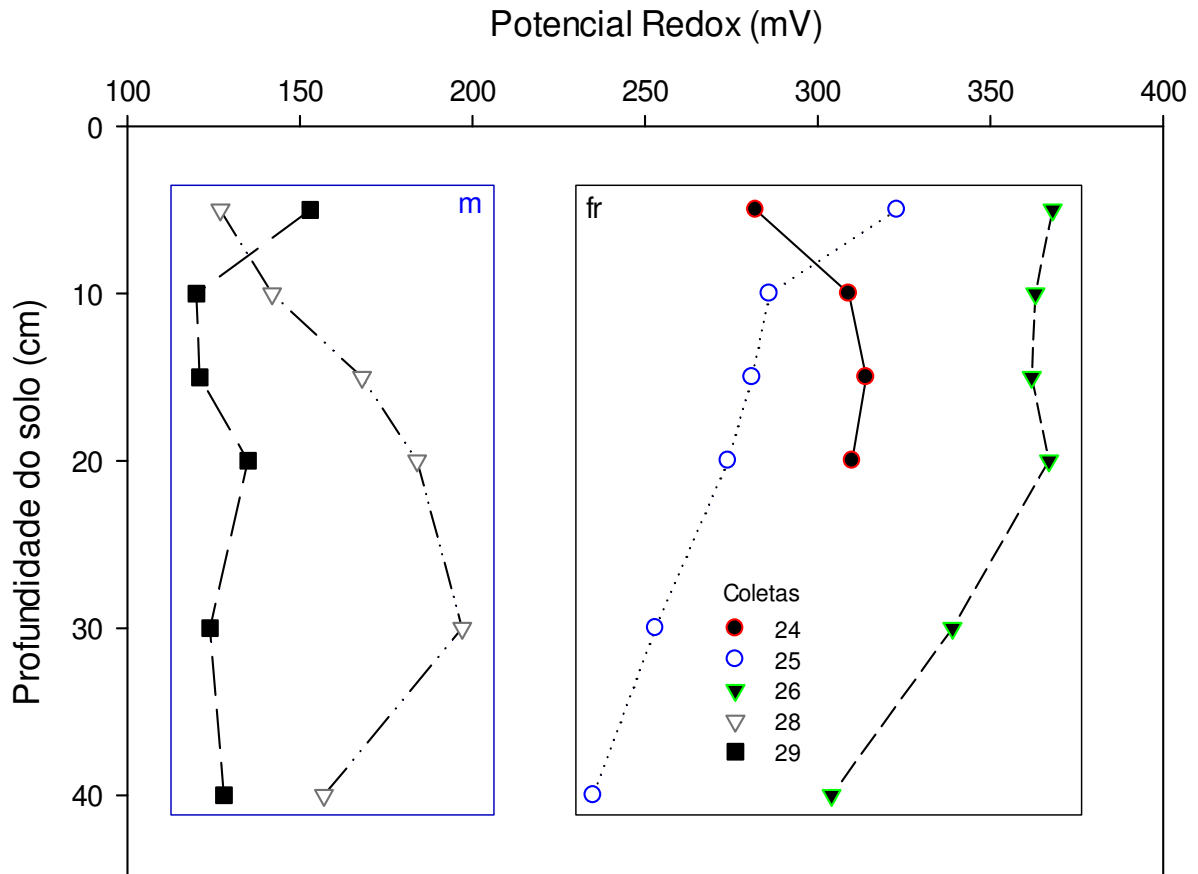


FIGURA 7 - POTENCIAL REDOX (mV) EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, PONTA GROSSA, PR. AS ABREVIATURAS m (RETÂNGULO AZUL) E fr (RETÂNGULO PRETO) REFEREM-SE, RESPECTIVAMENTE, ÀS CLASSES MODERADAMENTE REDUZIDO E FRACAMENTE REDUZIDO, PROPOSTAS POR TIAN-YEN (1985). OS VALORES QUE GERARAM A FIGURA E A COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS POR PROFUNDIDADE E POR TRATAMENTO, PELO TESTE DE TUKEY, ENCONTRAM-SE NO ANEXO 9.

Smith *et al.* (1983), Hou *et al.* (2000) e Włodarczyk *et al.* (2005) também encontraram produção de N_2O em potenciais redox acima de 200 mV.

Nas coletas 28 e 29 os potenciais variaram entre 120 e 197 mV, o que está de acordo com a faixa de 120 a 250 mV, proposta por Yu *et al.* (2001), como favorável para haver emissão de óxido nitroso.

3.3.4 Teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo

A concentração de N-NH_4^+ oscilou entre 30 e 245 mg kg^{-1} no solo natural e entre 35 e 194 mg kg^{-1} no drenado e a concentração de N-NO_3^- variou de 19 a 140 mg kg^{-1} no solo natural e entre 22 a 152 mg kg^{-1} no drenado (Figura 8 e 9). Na maioria das determinações não houve diferença significativa nos teores de N-NH_4^+ entre os Organossolos natural e drenado. O mesmo ocorreu com os teores de nitrato.

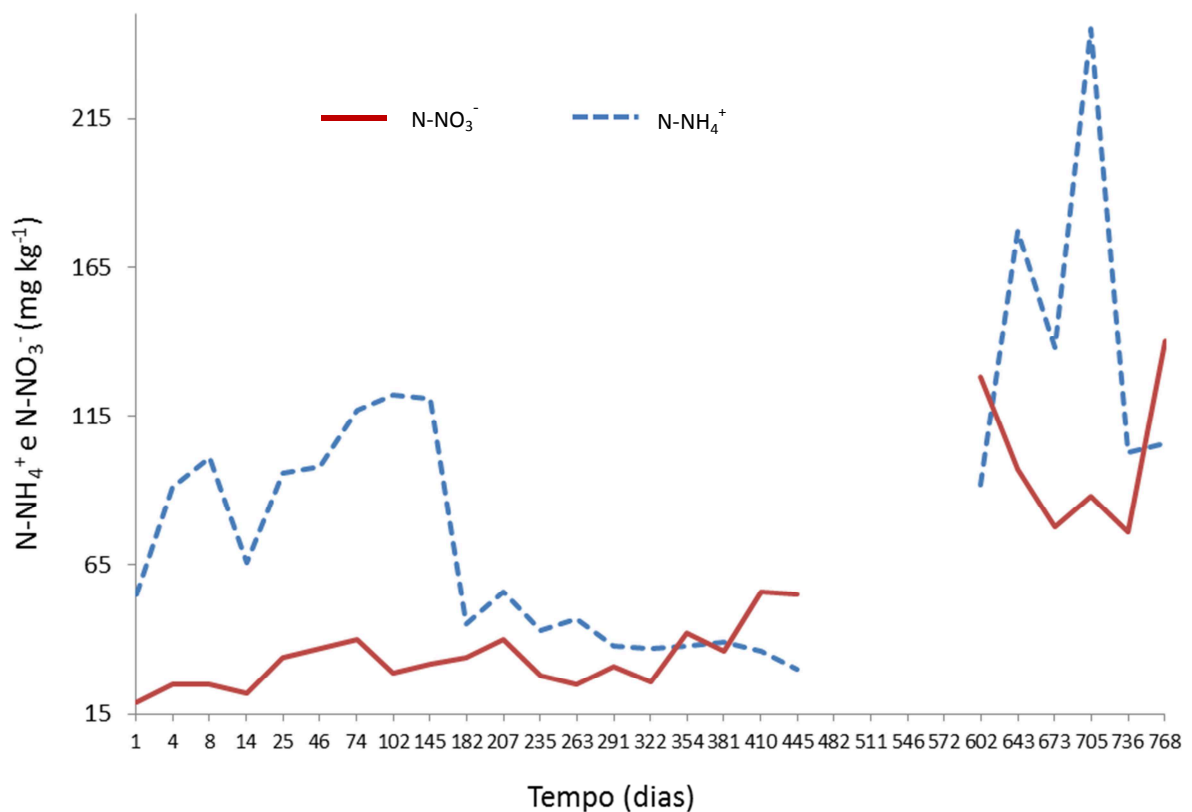


FIGURA 8 - TEOR DE N-NH_4^+ (mg kg^{-1}) E DE N-NO_3^- (mg kg^{-1}) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO NATURAL, PONTA GROSSA, PR. NÃO CONSTAM OS TEORES NAS COLETAS 20 A 23 POIS OS MESMOS FORAM PERDIDOS. OS VALORES QUE GERARAM A FIGURA ENCONTRAM-SE NO ANEXO 11.

A concentração de N-NH_4^+ foi superior à quantidade de N-NO_3^- , em ambas as condições de drenagem na maioria das avaliações, o que era esperado dado o elevado grau de umidade dos ambientes estudados. Os teores de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- foram mais elevados em 64% e 52% das avaliações, respectivamente, no Organossolo drenado. Isto ocorreu possivelmente, porque neste solo, a redução na

umidade foi favorável ao aumento na decomposição da matéria orgânica do solo e de resíduos de plantas. O aumento do nitrato sugere também a elevação da atividade dos microrganismos nitrificadores, favorecidos pela drenagem.

Os valores observados para ambas as condições de drenagem avaliadas indicam um elevado teor de N mineral, sendo provavelmente uma característica intrínseca destes Organossolos. Corroborando com este estudo, Inubushi *et al.* (2003) registraram em média teores de amônio de 857 mg kg^{-1} e 24 mg kg^{-1} de nitrato até a profundidade 30 cm em Organossolo cultivado com arroz irrigado. Em áreas de lavouras de sequeiro abandonadas, também sobre Organossolos, o teor médio de amônio reduziu-se para 246 mg kg^{-1} e o de nitrato se manteve (23 mg kg^{-1}).

Os valores de nitrato observados na presente pesquisa encontram-se muito acima dos valores críticos para crescimento do milho, de 23 a 26 e 16 a 19 mg N kg^{-1} , na camada de 0-30 e 30-60 cm, respectivamente, obtidos por Binford *et al.* (1992). Valores elevados como 400 mg N kg^{-1} de nitrato foram observados em áreas que receberam elevadas doses de esterco (COOPER *et al.*, 1984; ZEBARTH *et al.*, 1996).

Tanto no solo natural como no drenado as quantidades de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- mostraram variações específicas ao longo de três períodos bem diferenciados (Figura 8 e 9).

No primeiro período, compreendido entre 1 e 145 dias (coletas 1 a 9), correspondente ao final do inverno, à primavera de 2010 e ao início do verão de 2011, houve liberação de amônio devido a maior decomposição da matéria orgânica nos Organossolos natural e drenado. Na Figura 3 do capítulo 3, percebe-se nitidamente a elevação da emissão de dióxido de carbono durante este período. Justifica-se a maior decomposição da matéria orgânica, em ambos os solos, pois a umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm e a altura do nível freático foram diminuindo e a temperatura sofreu elevação ao longo do tempo. Como houve aumento na emissão de CO_2 e também na quantidade de amônio ao longo do período, supõem-se que o aumento na decomposição da matéria orgânica do solo tenha sido responsável pela elevação nos teores de N-NH_4^+ na profundidade de 0 a 10 cm, e que parte deste amônio tenha sido nitrificado. As correlações positivas existentes entre a emissão de CO_2 e o teor de amônio e de nitrato, entre amônio e

nitrato e entre CO_2 , N-NH_4^+ e N-NO_3^- e o número de dias (Tabela 5a), nos dois Organossolos, comprovam este fato.

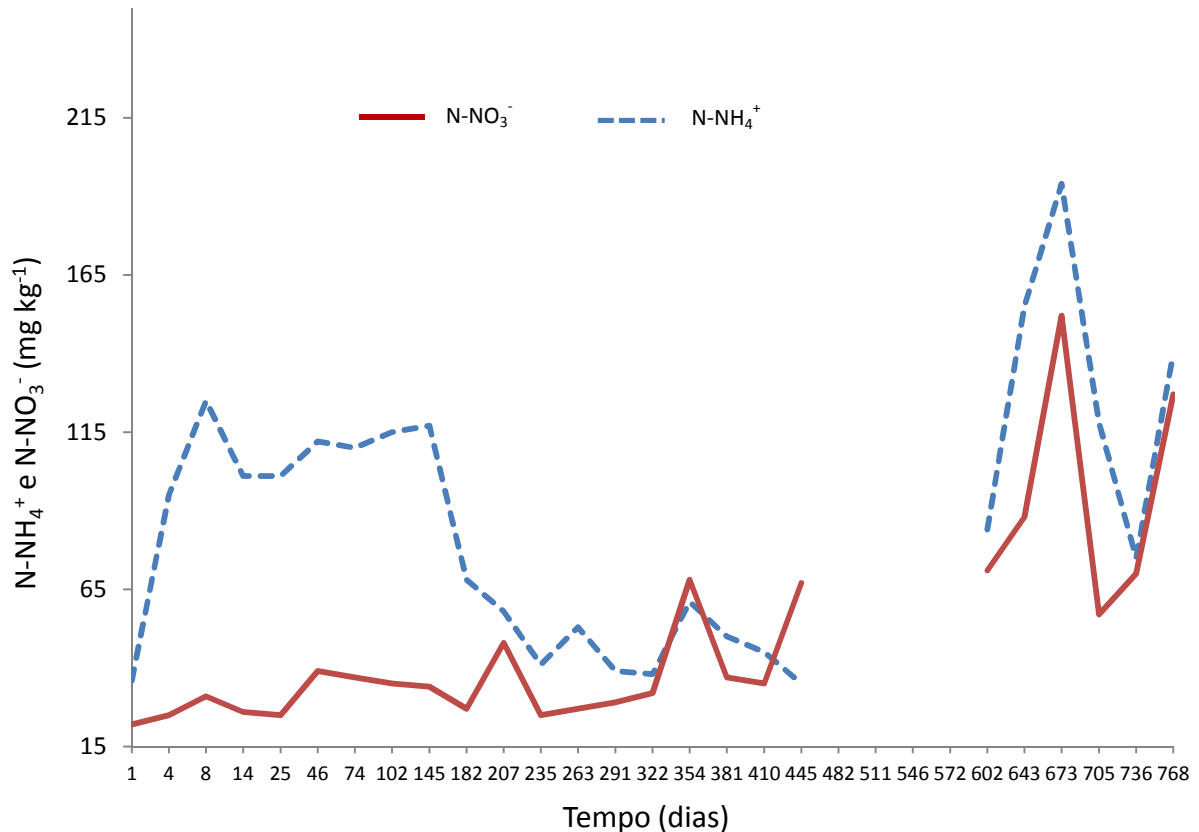


FIGURA 9 - TEOR DE N-NH_4^+ (mg kg^{-1}) E DE N-NO_3^- (mg kg^{-1}) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR. NÃO CONSTAM OS TEORES NAS COLETAS 20 A 23 POIS OS MESMOS FORAM PERDIDOS. OS VALORES QUE GERARAM A FIGURA ENCONTRAM-SE NO ANEXO 11.

A quantidade de amônio e de nitrato mais elevada em 56% e 67% das determinações, respectivamente, no Organossolo drenado, sugere que a taxa de decomposição da matéria orgânica no mesmo, tenha sido maior. Em geral, sob condição de solo com pH levemente ácido e sem inundação, a quantidade de nitrato é superior à do amônio, devido a rapidez do processo de nitrificação, nestas condições. Assim, predomínio de amônio sugere que possivelmente apenas uma pequena parte do amônio produzido foi transformada em nitrato em função do baixo pH e reduzida quantidade de oxigênio. Silva *et al.* (1994, 2000) afirmam que a acidez do solo é o principal fator condicionante do processo de nitrificação. Segundo esses autores, as taxas de nitrificação caem rapidamente em valores de pH menores que 6,0, tornando-se bastante reduzidas em solo com pH abaixo de 5,0.

No segundo período, compreendido entre 182 e 445 dias (coletas 10 a 19), referente ao final do verão e ao outono, inverno e primavera de 2011, houve redução brusca na quantidade de N-NH_4^+ e elevação nos teores de N-NO_3^- , na camada de 0 a 10 cm, em ambos os solos, ao longo do tempo. A correlação negativa e positiva, respectivamente, entre a quantidade de amônio e de nitrato e o número de dias, nos dois Organossolos, confirma o ocorrido (Tabela 5b). A inexistência de correlação significativa e o baixo coeficiente de correlação entre CO_2 e N-NH_4^+ no Organossolo natural e drenado, respectivamente, sugerem que, os processos de decomposição da matéria orgânica e a quantidade de N-NH_4^+ foram independentes, ou sofreram efeitos de variáveis não monitoradas neste estudo. A ausência de correlação significativa entre N-NH_4^+ e N-NO_3^- em ambos os solos, a correlação positiva entre N-NO_3^- e CO_2 e a inexistência de correlação entre CO_2 e o número de dias, também em ambos os Organossolos, indica que seriam necessários estudos mais aprofundados para explicar as complexas relações entre os teores de amônio, de nitrato e as emissões de dióxido de carbono, que ocorreram no segundo período.

No entanto, os maiores teores de amônio no Organossolo drenado, em relação ao natural, na grande maioria das avaliações do segundo período (Figura 9 e 8), bem como as maiores taxas de emissão de CO_2 (Figura 3, capítulo 3), sugerem que neste solo, em função da menor umidade, a taxa de decomposição da matéria orgânica, foi ligeiramente maior do que no solo natural. Basta perceber que o teor de amônio e de nitrato, no Organossolo drenado, foi superior em 90% e em 60% das coletas, respectivamente.

Finalmente, no último período, compreendido entre 602 e 768 dias (coletas 24 a 29), em grande parte das avaliações, foram registrados os valores mais elevados de amônio e de nitrato em ambos os Organossolos. Entretanto, ao contrário dos períodos anteriores, o teor de amônio e de nitrato foi maior em apenas 33% e 17% das avaliações, respectivamente, no Organossolo drenado.

Considerando que, em ambos os solos, houve elevação significativa na emissão de CO_2 ao longo do tempo, mas ausência de correlação entre CO_2 e N-NH_4^+ e N-NO_3^- , além de inexistência de correlação entre N-NH_4^+ e N-NO_3^- , bem como entre teor de nitrato e de amônio com o aumento no número de dias (Tabela 5c), conclui-se que também seriam necessários estudos mais aprofundados, para justificar as relações entre os teores de amônio, de nitrato e as emissões de dióxido de carbono, que ocorreram no terceiro período.

Ao analisar a evolução dos teores de amônio e de nitrato, ao longo de todo o experimento, sem subdividi-lo nos três períodos, constata-se que também não houve correlação significativa entre a emissão de CO_2 e a quantidade de amônio, em ambos os Organossolos (Tabela 5d). Apesar disso, em ambos os Organossolos houve aumento significativo nos teores de amônio e de nitrato ao longo do tempo, bem como correlação positiva entre NH_4^+ e NO_3^- .

Segundo Wrage *et al.* (2001) há ambientes que reúnem condições para que os dois processos ocorram ao mesmo tempo, desde que condições favoráveis tanto para a nitrificação (aerobismo), como para a desnitrificação (anaerobismo), estejam presentes em micro habitats vizinhos. O período menos úmido referente ao rebaixamento do freático durante o qual o nitrato é produzido por nitrificação é seguido por um período de maior umidade no solo, quando o freático torna a se elevar e ocorre a desnitrificação (VON ARNOLD *et al.*, 2005).

De qualquer maneira, seriam necessários outros estudos para compreender de que forma ocorreram as inter-relações entre as emissões de dióxido de carbono e as quantidades de amônio e de nitrato no solo.

TABELA 5 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE N-NH₄⁺ E N-NO₃⁻ NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 CM, EFLUXO DE CO₂, E TEMPO, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO, POR PERÍODO.

Período 1 (a)						
Organossolo natural			Organossolo drenado			
	Tempo⁽¹⁾	NH₄⁺	NO₃⁻	Tempo⁽¹⁾	NH₄⁺	NO₃⁻
CO ₂	0,71 (p < 0,01)	0,53 (p < 0,01)	0,28 (p < 0,01)	0,59 (p < 0,01)	0,20 (p < 0,01)	0,32 (p < 0,01)
NO ₃ ⁻	0,52 (p < 0,01)	0,71 (p < 0,01)	-	0,62 (p < 0,01)	0,87 (p < 0,01)	-
NH ₄ ⁺	0,78 (p < 0,01)	-	-	0,46 (p < 0,01)	-	-
Período 2 (b)						
Organossolo natural			Organossolo drenado			
	Tempo⁽¹⁾	NH₄⁺	NO₃⁻	Tempo⁽¹⁾	NH₄⁺	NO₃⁻
CO ₂	ns	ns	0,54 (p < 0,01)	ns	0,21 (p < 0,05)	0,29 (p < 0,01)
NO ₃ ⁻	0,65 (p < 0,01)	ns	-	0,53 (p < 0,01)	ns	-
NH ₄ ⁺	-0,83 (p < 0,01)	-	-	-0,52 (p < 0,01)	-	-
Período 3 (c)						
Organossolo natural			Organossolo drenado			
	Tempo⁽¹⁾	NH₄⁺	NO₃⁻	Tempo⁽¹⁾	NH₄⁺	NO₃⁻
CO ₂	0,41 (p < 0,01)	ns	ns	0,22 (p < 0,01)	ns	ns
NO ₃ ⁻	ns	ns	-	ns	ns	-
NH ₄ ⁺	ns	-	-	ns	-	-
Período 1 + 2 + 3 (d)						
Organossolo natural			Organossolo drenado			
	Tempo⁽¹⁾	NH₄⁺	NO₃⁻	Tempo⁽¹⁾	NH₄⁺	NO₃⁻
CO ₂	0,02 (p < 0,01)	ns	0,06 (p < 0,05)	-0,26 (p < 0,05)	ns	-0,25 (p < 0,05)
NO ₃ ⁻	0,84 (p < 0,01)	0,47 (p < 0,01)	-	0,78 (p < 0,01)	0,60 (p < 0,01)	-
NH ₄ ⁺	0,35 (p < 0,01)	-	-	0,22 (p < 0,01)	-	-

⁽¹⁾ Tempo em número de dias

3.3.5 Influência dos teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo sobre o fluxo de N_2O

No Organossolo natural não houve correlação entre o consumo de N_2O e a quantidade de nitrato e de amônio na profundidade de 0 a 10 cm (Tabela 6a e 6c), provavelmente porque o consumo ocorreu a maiores profundidades, em ambiente mais reduzido.

A tendência do consumo de óxido nitroso representada por uma linha praticamente paralela ao eixo X, a quantidade crescente de nitrato com linha de tendência claramente ascendente (Figura 10) e a diminuição da quantidade de NH_4 até 445 dias (coleta 19), seguida de brusca elevação (Figura 8), justificam a afirmação anterior.

No Organossolo drenado houve correlação positiva entre os teores de nitrato e a emissão de N_2O (Tabela 6b), comprovando a tendência ascendente de ambos ao longo do tempo (Figura 11). Isto pode estar associado à liberação de N_2O que ocorre durante a nitrificação, conforme citado por Farquharson e Baldock (2008).

TABELA 6 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE N-NO_3^- E N-NH_4^+ NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm E O INFLUXO DE N_2O EM ORGANOSSOLO NATURAL E O EFLUXO DE N_2O NO ORGANOSSOLO DRENADO.

Variáveis	NO_3^-		NH_4^+	
	Natural (a)	Drenado (b)	Natural (c)	Drenado (d)
N_2O	ns	0,32 ($p < 0,05$)	ns	ns

Valores de r obtidos com os dados dos dois anos de avaliação.

⁽¹⁾ Tempo contado em número de dias.

Neste tratamento também não houve correlação entre a quantidade de amônio e a emissão de N_2O (Tabela 6d).

No entanto, a correlação positiva que houve entre a quantidade de nitrato e de amônio, em ambos os solos (Tabela 5d), reforça a importância da presença de amônio como substrato para a ocorrência da nitrificação, bem como a interdependência entre os dois processos.

Segundo Robertson e Groffman (2007) o fator mais importante que regula a nitrificação, na maioria dos solos é o suprimento de NH_4^+ . Porém, as quantidades de nitrato e de amônio associadas ao teor de umidade do solo definem o rumo do ciclo do N, orientando os processos de nitrificação e desnitrificação e os fluxos de N_2O . Geralmente o índice de desnitrificação aumenta com o aumento na concentração de nitrato se a umidade do solo for alta o suficiente para favorecer a desnitrificação

(BLACKMER; BREMNER, 1978). Se os níveis de nitrato disponíveis para a desnitrificação são baixos há apenas um ligeiro incremento na emissão de óxido nitroso quando o solo se encontra encharcado (CASTALDI *et al.*, 2006).

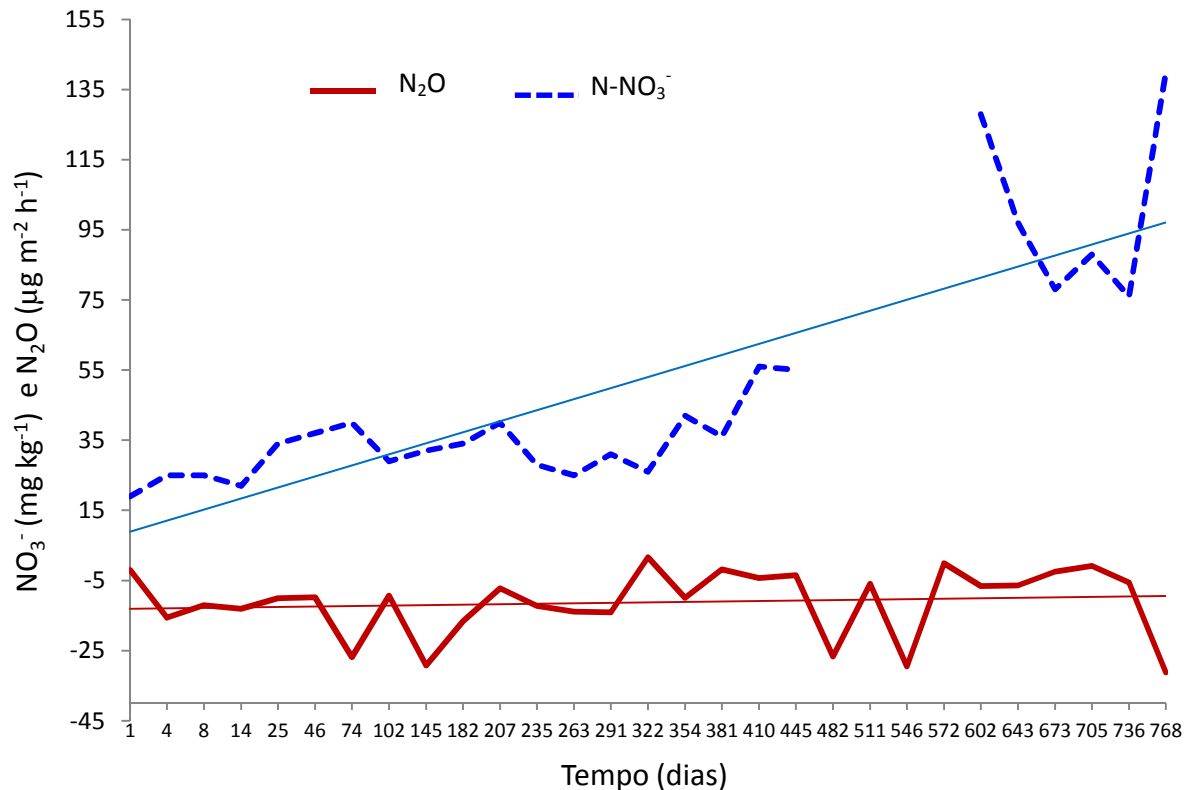


FIGURA 10 - TEOR DE N-NH_4^+ (mg kg^{-1}) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm E CONSUMO DE N_2O ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) EM ORGANOSSOLO NATURAL, PONTA GROSSA, PR. NÃO CONSTAM OS TEORES NAS COLETAS 20 A 23 POIS OS MESMOS FORAM PERDIDOS. OS VALORES QUE GERARAM A CURVA DO N-NO_3^- ENCONTRAM-SE NO ANEXO 11.

A emissão de óxido nitroso, no entanto, no organossolo drenado, não se restringiu apenas à camada de 0 a 10 cm, tendo ocorrido provavelmente até a profundidade de 40 cm, no mínimo, na qual o solo estava livre do excesso de umidade. Conforme comentado anteriormente os potenciais redox até esta profundidade, foram favoráveis para a emissão de N_2O .

A ocorrência de correlação positiva entre o teor de nitrato na profundidade de 0 a 10 cm e a emissão de N_2O no Organossolo drenado, sugere que pelo menos nesta camada a emissão tenha ocorrido principalmente por nitrificação.

Infelizmente não foi possível fazer este tipo de relação para as camadas abaixo de 10 cm, pois não foram determinados os teores de NO_3^- e de NH_4^+ nas mesmas.

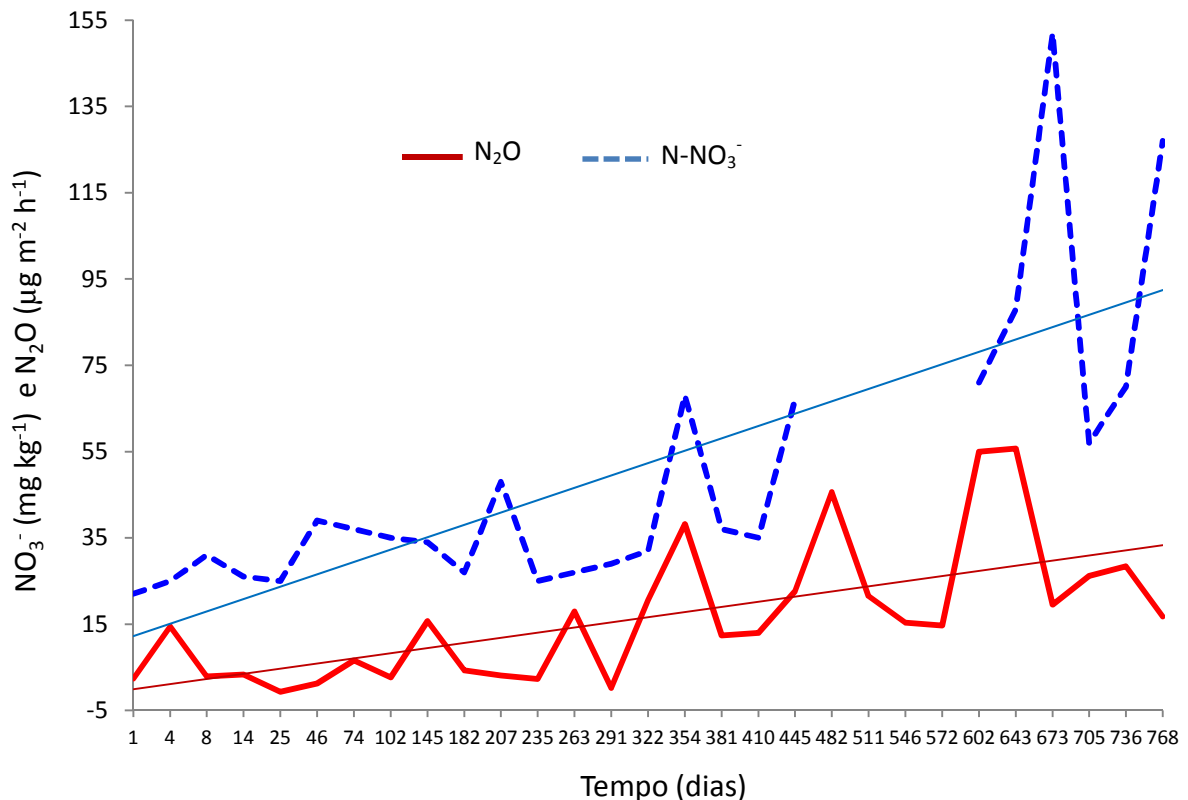


FIGURA 11 - TEOR DE N-NH_4^+ (mg kg^{-1}) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm E EMISSÃO DE N_2O ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) EM ORGANOSSOLO DRENADO, PONTA GROSSA, PR. NÃO CONSTAM OS TEORES NAS COLETAS 20 A 23 POIS OS MESMOS FORAM PERDIDOS. OS VALORES QUE GERARAM A CURVA DO N-NO_3^- ENCONTRAM-SE NO ANEXO 11.

3.3.6 Fluxo acumulado de óxido nitroso

No Organossolo natural, durante o primeiro ano o consumo acumulado variou de $-0,12$ a $-0,42 \text{ kg ha}^{-1}$ de N_2O e de $-0,05$ a $-0,41 \text{ kg ha}^{-1}$ de N_2O , no segundo ano (Figura 12).

Embora não tenha havido diferença estatística, entre as estações, os maiores consumos acumulados ocorreram nas estações mais quentes, seguindo a sequência: verão > primavera > outono > inverno, no primeiro ano e verão > outono > primavera > inverno, no segundo ano.

O consumo acumulado total de óxido nitroso no solo natural no segundo ano ($-0,70 \text{ kg ha}^{-1}$) foi 1,6 vezes menor do que no primeiro ($-1,15 \text{ kg ha}^{-1}$).

No Organossolo drenado no primeiro ano a emissão acumulada de óxido nitroso variou de 0,06 a 0,46 kg ha⁻¹ no primeiro ano e de 0,43 a 0,91 kg ha⁻¹ no segundo ano (Figura 12).

O aumento da emissão acumulada não esteve associado às estações mais quentes, mas sim, ao aumento do número de dias decorridos a partir da drenagem. É nítida a tendência ascendente das emissões de N₂O conforme aumenta o tempo de drenagem.

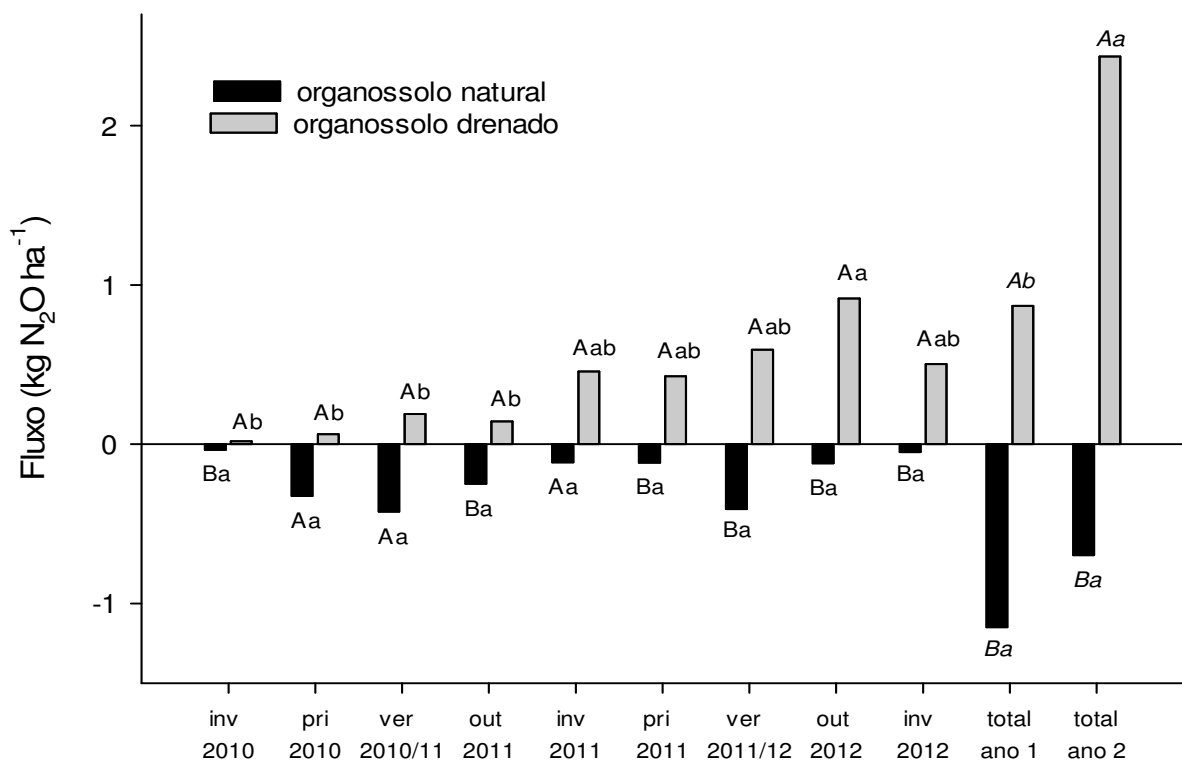


FIGURA 12 - FLUXO ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. LETRAS MAIÚSCULAS DIFERENTES INDICAM HAVER DIFERENÇA ENTRE O SOLO NATURAL E O DRENADO NA MESMA ESTAÇÃO DO ANO; LETRAS MINÚSCULAS DIFERENTES INDICAM HAVER DIFERENÇA ENTRE AS ESTAÇÕES NA MESMA CONDIÇÃO DE DRENAGEM DO SOLO, PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). EM ITÁLICO, LETRAS MAIÚSCULAS, REFEREM-SE À COMPARAÇÃO DOS FLUXOS TOTAIS ANUAIS ENTRE OS SOLOS E LETRAS MINÚSCULAS, ENTRE OS ANOS NO MESMO SOLO, TAMBÉM PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). AS DUAS PRIMEIRAS BARRAS REFEREM-SE APENAS AO FINAL DO INVERNO DE 2010. OS VALORES QUE GERARAM A FIGURA ENCONTRAM-SE NO ANEXO 12.

A temperatura teve pouca influência sobre as emissões acumuladas, pois no próprio inverno de 2011 a emissão de N_2O foi a mais alta e em 2012 a emissão acumulada no outono foi bem superior à do verão.

O consumo total anual no segundo ano ($2,43 \text{ kg ha}^{-1}$) foi 2,8 vezes superior do que no primeiro ano ($0,88 \text{ kg ha}^{-1}$), o que reforça o efeito decisivo do maior tempo de drenagem, comentado anteriormente.

3.3.7 Considerações adicionais

O Organossolo natural consumiu em média $0,92 \text{ kg de N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que equivale a $0,27 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de $\text{CO}_2\text{-eq}$, comprovando sua atuação como sumidouro de óxido nitroso, além de todas as funções ecológicas comentadas no Capítulo anterior.

Embora a quantidade de óxido nitroso retirada da atmosfera possa parecer pequena ela é muito significativa, uma vez que se trata de um gás com alto potencial de aquecimento global.

Além disto, estes Organossolos, em condições naturais, podem contribuir na diminuição da quantidade de nitrato proveniente de atividades agro-silvo-pastoris praticadas à montante. Em função do baixo potencial redox presente nestes Organossolos, pode haver redução completa do nitrato à N_2 , o que também colabora para atenuar a eutrofização dos corpos de água à jusante.

O Organossolo drenado, por sua vez, além de emitir grandes quantidades de CO_2 , (conforme será visto no Capítulo seguinte) e reduzir o volume de água armazenado, emitiu em média $1,65 \text{ kg de N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que equivale a $0,49 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de $\text{CO}_2\text{-eq}$.

A drenagem, além de causar outros prejuízos ambientais, cessa o consumo de óxido nitroso e conforme será discutido no Capítulo 3, reduz o estoque de carbono do solo.

Levando em conta as funções que os Organossolos desempenham no ecossistema, os mesmos devem ser preservados e para isso não devem ser drenados.

3.4 CONCLUSÕES

a) No Organossolo natural, devido ao excesso de água provocado pelo nível freático elevado, houve consumo de N_2O .

b) No Organossolo drenado, devido a redução do grau de umidade ocasionada pelo rebaixamento do nível freático, houve emissão de N_2O .

c) A elevação da temperatura média do ar favoreceu o consumo de N_2O no Organossolo natural.

d) O aumento na precipitação estimulou a emissão de N_2O no Organossolo drenado.

e) O potencial redox teve influência decisiva sobre os fluxos de óxido nitroso nos Organossolos natural e drenado. No ambiente mais reduzido do Organossolo natural ocorreu consumo de N_2O e no Organossolo drenado, com potencial redox bem mais elevado, houve emissão.

REFERÊNCIAS

- ARAH, J. R. M.; SMITH, K. A.; CRICHTON, I. J.; LI, H. S. Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soil. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 42, p. 351-367, 1991.
- BALDWIN, D. S.; MITCHELL, A. M. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. **Regulated Rivers: Research and Management**, Sussex, v. 16, p. 457-467, 2000.
- BINFORD, G. D.; BLACKMER, A. M.; CERRATO, M. E. Relationships between corn yields and soil nitrate in late spring. **Agronomy Journal**, v. 84, p. 53-59, 1992.
- BLAIS, A.; LORRAIN, S.; TREMBLAY, A. Greenhouse gas fluxes (CO₂, CH₄ and N₂O) in forests and wetlands of boreal, temperate and tropical regions. In: TREMBLAY, A.; VARFALVY, L.; ROEHM, C.; GARNEAU, M. (Ed.). **Greenhouse gas emissions – fluxes and processes**. Berlin: Springer-Verlag, 2005. p. 87-127.
- BLACKMER, A. M.; BREMNER, J. M. Inhibitory effects of nitrate on reduction of nitrous oxide to molecular nitrogen by soil microorganisms. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 10, p. 187-191, 1978.
- BREMNER, J. M. Inorganic forms of nitrogen. In: BLACK, C. A. (Ed.). **Methods of Soil Analysis: chemical and microbiological properties**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. Pt. 2, p. 1179-1237.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 373-470.
- CASTALDI, S.; ERMICE, A.; STRUMIA, S. Fluxes of N₂O and CH₄ from soils of savannas and seasonally-dry ecosystems. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p. 401-415, 2006.
- CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J. L.; BERNOUX, M. Soil, a sink for N₂O?: a review. **Global Change Biology**, West Sussex, v. 13, p. 1-17, 2007.
- CLAESSEN, M. E. C. (Org.). **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. (Documentos, 1).

COOPER, J. R.; RENEAU, R. B.; KROOTJE, W.; JONES, G. D. Distribution of nitrogenous compounds in a Rhodic Paleudult following heavy manure application. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 13, n. 2, p. 189-193, 1984.

CURI, N; KAMPF, N. Caracterização do solo. In: KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER, C. E.; VIDAL-TORRADO, P. (Ed.). **Pedologia**: fundamentos. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. p. 147-169.

DALAL, R. C.; WANG, W. J.; ROBERTSON, G. P.; PARTON, W. J. Nitrous oxide emissions from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 41, p. 165-195, 2003.

DALAL, R. C.; ALLEN, D. E. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 56, p. 369-407, 2008.

DAVIDSON, E. A. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: ROGERS, J. E.; WHITMAN, W. B. (Ed.). **Microbial production and consumption of greenhouse gases**: methane, nitrogen oxides and halomethanes. Washington, DC: American Society for Microbiology, 1991. p. 219-235.

ELDER, J. W.; LAL, R. Tillage effects on gaseous emissions from na intensively farmed organic soil in North Central Ohio. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, p. 45-55, 2008.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Mineral nutrition of plants**: principles and perspective. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2005.

FARQUHARSON, R.; BALDOCK, J. A. Concepts in modelling N₂O emissions from land use. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 309, n. 1-2, p. 147-167, 2008.

FENN, M. E.; POTH, M. A.; JOHNSON, D. W. Evidence for nitrogen saturation in the San Bernardino Mountains in southern California. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 82, p. 211-230, 1996.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNSTEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D. W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D. C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHUTZ, M.; VAN DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Climate**

change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Changes. Cambridge, UK: University Press, 2007. p. 129-234.

FURUKAWA, Y.; INUBUSHI, K.; ALI, M.; ITANG, A. M.; TSURUTA, H. Effect of changing groundwater levels caused by land-use changes on greenhouse gas fluxes from tropical peat lands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 71, p. 81-91, 2005.

GLINSKI, J.; STEPNIEWSKA, Z. An evolution of soil resistance to reduction processes. **Polish Journal of Soil Science**, Lublin, v. 19, p. 15-19, 1986.

GRANLI, T.; BOCKMAN, O. C. Nitrous oxide from agriculture. **Norwegian Journal of Agricultural Sciences**, Norway, v. 12 (Suppl.), p. 7-128, 1994.

GROFMAN, P. M. Nitrogen in the environment. In: SUMNER, M. E. (Ed.). **Handbook of Soil Science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. C190-C200.

GUTKNECHT, J. L. M.; GOODMAN, R. M.; BALSER, T. C. Linking soil process and microbial ecology in freshwater wetlands ecosystems. **Plant and Soil**, The Hague, v. 289, p. 17-34, 2006.

HADI, A.; INUBUSHI, K.; PURNOMO, E.; RAZIE, F.; YAMAKAWA, K.; TSURUTA, H. Effects of land-use changes on nitrous oxide (N₂O) emissions from tropical peatlands. **Chemosphere Global Change Science**, Oxford, v. 2, p. 347-358, 2000.

HADI, A.; HARIDI, M.; INUBUSHI, K.; PURNOMO, E.; RAZIE, F.; TSURUTA, H. Effect of land-use change in tropical peat soil on the microbial population and emission of greenhouse gases. **Microbes and Environments**, Miyagi, v. 16, p. 79-86, 2001.

HADI, A.; INUBUSHI, K.; FURUKAWA, Y.; RASMALDI, M.; TSURUTA, H. Greenhouse gas emissions from tropical peat lands of Kalimantan, Indonesia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 71, p. 73-80, 2005.

HERNADEZ, M. E.; MITSCH, W. J. Influence of hydrologic pulses, flooding frequency and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes. **Wetlands**, Dordrecht, v. 26, n. 3, p. 862-877, 2006.

HOSEN, Y.; TSURUTA, H.; MINAMI, K. Effects of the depth of NO and N₂O

productions in soil on their emission rates to the atmosphere: analysis by a simulation model. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 57, p. 83-98, 2000.

HOU, A. X.; CHEN, G. X.; WANG, Z. P.; VAN CLEEMPUT, O.; PATRICK, W. H. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 64, n. 6, p. 2180-2186, 2000.

HUANG, Y.; SUN, W. J.; ZHANG, W.; YU, Y. Q.; SU, Y. H.; SONG, C. C. Marshland conversion to cropland in northeast China from 1950 to 2000 reduced the greenhouse effect. **Global Change Biology**, West Sussex, v. 16, p. 680-695, 2010.

INUBUSHI, K.; FURUKAWA, Y.; HADI, A.; PURNOMO, E.; TSURUTA, H. Seasonal changes of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in relation to land-use changes in tropical peatlands located in coastal area of South Kalimantan. **Chemosphere**, Oxford, v. 52, p. 603-608. 2003.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2007: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University 2007.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, p. 161-173, 2008.

JIANG, C.; WANG, Y.; HAO, Q.; SONG, C. Effect of land-use change on CH₄ and N₂O emissions from freshwater marsh in Northeast China. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 43, p. 3305-3309, 2009.

KÖGEL-KNABNER, I.; AMELUNG, W.; CAO, Z. H.; FIEDLER, S.; FRENZEL, P.; JAHN, R.; KALBITZ, K.; KOLBL, A.; SCHLOTTER, M. Biogeochemistry of paddy soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 157, p. 1-14, 2010.

KRALOVA, M.; MASSCHELEYN, P. H.; LINDAU, C. W.; PATRICK JR., W. H. Production of dinitrogen and nitrous oxide in soil suspensions as affected by redox potential. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 61, p. 37-45, 1992.

LONGORIA RAMÍREZ, R.; CARBAJAL BENÍTEZ, G.; MAR MORALES, B. E.; RUÍZ SUÁREZ, L. G. Nitrous oxide flux in maize and wheat cropped soils in the central region of Mexico during 'El Niño' year 1998. **Atmósfera**, Mexico, v. 16, p. 231-244,

2003.

MALJANEN, M.; LIIKANEN, A.; SILVOLA, J.; MARTIKAINEN, P. J. Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 1-12, 2003.

MATHIEU, O.; LEVEQUE, J.; HENAULT, C.; MILLOUX, M. J.; BIZOUARD, F.; ANDREUX, F. Emissions and spatial variability of N₂O, N₂ and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with ¹⁵N isotopic techniques. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 941-951, 2006.

METAY, A. **Carbon sequestration and greenhouse effect gases fluxes. Comparison between no-tillage system and conventional system in the Brazilian Cerrados**. 231 p. Tese (PhD) - INA-PG, Paris, 2005.

NEFTEL, A.; BLATTER, A.; SCHMID, M.; LEHMANN, B.; TARAKANOV, S. V. An experimental determination of the scale length of N₂O in the soil of a grassland. **Journal of Geophysical Research Atmosphere**, Hoboken, v. 105, p. 12095-12103, 2000.

PAGE, K. L.; DALAL, R. C. Contribution of natural and drained wetland systems to carbon stocks, CO₂, N₂O and CH₄ fluxes: an Australian perspective. **Soil Research**, Rome, v. 49, p. 377-388, 2011.

PATRICK JR., W. H. Nitrogen transformations in submerged soils. In: STEVENSON, F. J.; BREMNER, J. M.; HAUCK, R. D.; KEENEY, D. R. (Ed). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 465-499. (Agronomy Series, 22)

PATRICK, W. H.; JUGSUJINDA, A. Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese and iron in flooded soil, **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 56, p.1071-1073, 1992.

PONNAMPERUMA, F. N. The chemistry of submerged soils. **Advances in Agronomy**, Maryland Heights, v. 24, p. 29-96, 1972.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 25/05/2012.

ROBERTSON, G. P.; GROFMAN, P. M. Nitrogens transformation. In: PAUL, E. A. (Ed.). **Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry**. San Diego: Academi Press, 2007. p. 342-364.

ROLSTON, D. E.; HOFFMAN, D. L.; TOY, D. W. Field measurement of denitrification. 1. Fluxes of nitrogen and nitrous oxide. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 42, p. 863-869, 1978.

ROSENKRANZ, P.; BRÜGGEMANN, N.; PAPEN, H.; XU, Z.; SEUFERT, G.; BUTTERBACH-BAHL, K. NO₂, NO and CH₄ exchange and microbial N turnover over a Mediterranean pine forest soil. **Biogeosciences Discussions**, Goettingen, v. 2, p. 673-702, 2005.

RYDEN, J. C. N₂O exchange between a grassland soil and the atmosphere. **Nature**, London, v. 292, p. 235-237, 1981.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

SILVA, C. A.; VALE, F. R.; GUILHERME, L. R. G. Nitrificação em latossolos da região sul de Minas Gerais: efeito da acidez do solo. **Ciência e Prática**, Lavras, v. 18, p. 388-394, 1994.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 12, p. 2461-2471, 2000.

SMITH, C. J.; WRIGHT, M. F.; PATRICK JR., W. H. The effect of soil redox potential and pH on the reduction and production of nitrous oxide. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 12, p. 186-188, 1983.

SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, West Sussex, v. 54, p. 779-791, 2003.

SOIL SURVEY STAFF. **Soil survey manual**. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, 1951. (Handbook, No. 18).

SOUSA, R. O.; VAHL, L. C.; OTERO, X. L. Química de solos alagados. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e mineralogia do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 485-528.

TIAN-YEN, Y. Soil and plants. In: TIAN-YEN, Y. **Physical chemistry of paddy soils**. Berlin: Springer-Verlag, 1985. p. 197-214.

TIEDJE, J. M. Denitrifiers. In: WEAVER, J. S.; ANGELS, J. S.; BOTTOMLEY, P. S. (Ed.). **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. Madison: Soil Science Society of American, 1994. Pt. 2, p. 245-267.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2005**. Washington, DC., 2007. (EPA 430-R-07-002).

VAN GROENIGEN, J. W.; ZWART, K. B.; HARRIS, D.; VAN KESSEL, C. Vertical gradients of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ in soil atmosphere N_2O – temporal dynamics in a sandy soil. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, West Sussex, v. 19, p. 1289-1295, 2005.

VON ARNOLD, K.; NILSSON, M.; HANELL, B.; WESLIEN, P.; KLEMEDTSSON, L. Fluxes of CO_2 , CH_4 and N_2O from drained organic soils in deciduous forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 1059-1071, 2005.

WLODARCZYK, T.; STEPNIEWSKI, W.; BRZEZINSKA, M. Nitrous oxide production and consumption in Calcaric Regosols as related to soil redox and texture. **International Agrophysics**, Lublin, v. 19, p. 263-271, 2005.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; van BEUSICHEM, M. L. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1723-1732, 2001.

YOH, M.; TODA, H.; KANDA, K-I.; TSURUTA, H. Diffusion analysis of N_2O cycling in a fertilized soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v. 49, p. 29-33, 1997.

YU, K. W.; WANG, Z. P.; VERMOESEN, A.; PATRICK, W. H.; VAN CLEMPUT, O. Nitrous oxide and methane emissions from different soil suspensions: effect of soil redox status. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 34, p. 25-30, 2001.

ZEBARTH, B. J.; PAUL, J. W.; SCHMIDT, O.; McDOUGALL, R. Influence of time and rate of liquid-manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 76, p. 153-164, 1996.

4 CAPÍTULO III

FLUXO DE CO₂ E ESTOQUE DE CARBONO EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM - PARANÁ - BR

RESUMO

Características pedológicas, variáveis climáticas e práticas de manejo, influenciam os fluxos de CO₂ no solo. Organossolos estocam quantidades expressivas de carbono orgânico, podendo ser uma das formas mais eficientes de sequestrar e reter carbono. Condições de hidromorfia plena provocam baixos índices de decomposição de matéria orgânica, menor emissão de CO₂ e grande armazenamento de carbono em comparação aos solos não hidromórficos. A drenagem aumenta o aporte de oxigênio e induz o solo a perder carbono. O objetivo deste estudo foi avaliar os fluxos de dióxido de carbono em Organossolo Háplico sáprico típico sob estepe hidrófila de altitude, em condição natural e após drenagem artificial. Variáveis de solo e de clima foram avaliadas para auxiliar a interpretação dos fluxos. Um experimento foi conduzido na nascente do rio Tibagi (Ponta Grossa, PR), onde foram avaliados os fluxos de CO₂ em área natural e em área drenada. Seis câmaras estáticas foram instaladas em cada área, e no decorrer de 26 meses foram realizadas 29 coletas de amostras de ar, sendo a concentração de CO₂ nas mesmas determinada por cromatografia gasosa. Em ambos os solos ocorreu emissão de dióxido de carbono em taxas similares. No solo sob condição natural as taxas de emissão variaram entre 244 e 870 mg de CO₂ m⁻² h⁻¹. Na área drenada artificialmente o fluxo oscilou de 238 a 1018 mg de CO₂ m⁻² h⁻¹. Embora não tenha ocorrido diferença significativa nas taxas de emissão entre o Organossolo natural e o drenado, este elevou em 17,9 Mg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹ o potencial de aquecimento global, em função da perda de 6,5 % no estoque de carbono do solo até a profundidade de um metro. Organossolos sob estepe hidrófila possuem importantes funções no ecossistema, como acumular carbono orgânico, armazenar água e reduzir nitrato, não devendo portanto ser drenados, mas efetivamente preservados. A drenagem em Organossolos promove grandes perdas de carbono e contribui intensamente para aumentar o potencial de aquecimento global.

Palavras-chave: Gás de efeito estufa. Nascentes. Nível freático. Umidade gravimétrica. Temperatura do ar e precipitação. Perda de carbono. Potencial de aquecimento global.

FLUXES OF CO₂ AND CARBON STOCK IN A WETLAND HISTOSOL IN NATURAL AND DRAINAGE CONDITIONS - PARANA – BRAZIL

ABSTRACT

Pedological attributes and climatic factors, as well as management practices, influenced the flow of CO₂ in the soil. Histosol stores significant amount of organic carbon, which may be one of the most efficient ways to sequester and retain carbon. Full conditions of hydromorphy causes low rates of decomposition of organic matter, lower CO₂ emissions and high carbon storage compared to non-hydromorphic soils. Drainage increases the supply of oxygen and induces the soil to lose carbon. The purpose of this study was to evaluate the flow of carbon dioxide in a typical Haplic Histosol of a high altitude wetland in natural condition and under artificial drainage. Variables soil and climate were evaluated to assist in the interpretation of the flows. An experiment was conducted in the spring of the river Tibagi (Ponta Grossa, PR) were evaluated in CO₂ fluxes in natural area and drained. Six static chambers were installed in each area, and in the course of 26 months were taken 29 samples of the air, and the CO₂ concentration in the samples determined by gas chromatography. In both soils occurred emission of carbon dioxide at similar rates. In soil under natural condition emission rates varied between 244 and 870 mg CO₂ m⁻² h⁻¹. In the artificially drained area the flow has ranged from 238 to 1018 mg CO₂ m⁻² h⁻¹. Although there was no significant difference in emission rates between natural and drained Histosol, the drainage resulted in an increase of 17,9 Mg C- CO₂ eq ha⁻¹ yr⁻¹, in the global warming potential due to the loss of 6,5 % in carbon stock soil. Histosols steppe hydrophilic play important roles in the ecosystem, such accumulate organic carbon, to store water and reduce nitrate, and therefore should not be drained, but effectively preserved. The histosol drainage promotes large carbon losses and contributes heavily to increase the global warming potential.

Keywords: Greenhouse gas. Springs. Groundwater level. Gravimetric moisture. Air temperature. Precipitation. Carbon loss and global warming potential.

4.1 INTRODUÇÃO

O dióxido de carbono é o mais importante gás do efeito estufa de origem antrópica contribuindo em aproximadamente 60% com o aquecimento global (IPCC, 2007b). Durante o período de 1750 a 2005 o CO₂ teve um incremento de aproximadamente 280 ppm para 380 ppm, principalmente, devido ao uso de combustíveis fósseis e mudanças do uso da terra (FORSTER *et al.*, 2007).

Os ecossistemas naturais são sumidouros de CO₂ com exceção da tundra e principalmente as terras úmidas que são grandes fontes de CH₄ (DALAL; ALLEN, 2008). Entretanto, Organossolos tropicais geralmente apresentam altas taxas de emissão de CO₂ (JAUHAINEN *et al.*, 2008). Em contrapartida tem sido considerado que a emissão e a captação de CO₂ em ecossistemas naturais varia muito pouco e que o incremento no potencial de aquecimento global proveniente de fontes naturais é oriundo das emissões de CH₄ e de N₂O (DENMAN *et al.*, 2007). No entanto, a função do fluxo de CO₂ em solos hidromórficos ainda não está clara, tendo os mesmos atuado tanto como fonte quanto como sumidouro em Organossolos do hemisfério norte e também em áreas alagadas tropicais (BLAIS *et al.*, 2005).

Em solos hidromórficos os índices de decomposição da matéria orgânica são mais baixos, ocorrendo menor produção de CO₂ e grande armazenamento de carbono em comparação com solos não hidromórficos. Os primeiros, quando vegetados, geralmente apresentam altos índices de produção primária tornando-se sumidouros de CO₂ (RAICH; POTTER, 1995; ALONGI *et al.*, 2001; WHITING; CHANTON, 2001; REDDY; DELAUNE, 2008). Organossolos podem ser umas das formas mais eficientes de sequestrar e armazenar carbono, pois combinam grande capacidade de produção e de conservação de biomassa em ambientes saturados hidricamente (TAKAHASHI *et al.*, 2002 e 2003).

Múltiplos fatores ambientais afetam a emissão de CO₂ em solos hidromórficos. A temperatura e a umidade do solo regulam a emissão de dióxido de carbono (DAVIDSON *et al.*, 1998; MOORE; DALVA, 1993), sendo grande a variação nos fluxos de dióxido de carbono ao longo do ano. Inubushi *et al.* (2003) trabalhando na Indonésia com turfeiras sob floresta secundária, arroz irrigado e culturas de sequeiro, encontraram os maiores valores de emissão de dióxido de carbono nos meses de março, abril e maio, o que corresponde à primavera, e em dezembro, que se refere ao início do inverno.

Os valores de fluxos de dióxido de carbono encontrados na literatura para Organossolos são menos variáveis do que os de óxido nitroso. Inubushi *et al.* (2003) registraram variação entre 40 e 380 mg C m⁻² h⁻¹, Furukawa *et al.* (2005) entre 10 e 500 mg C m⁻² h⁻¹, Jauhiainen *et al.* (2008) entre 818 e 1151 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ e Koh *et al.* (2009) de 67 a 908 mg CO₂ m⁻² h⁻¹.

Inúmeros autores ressaltam a influência da oscilação do nível freático e da drenagem sobre os fluxos de CO₂. A emissão de CO₂ em turfeiras mostra correlação linear positiva com a profundidade do lençol freático (MOORE; DALVA, 1993 e 1997; FURUKAWA *et al.*, 2005). Furukawa *et al.* (2005) efetuando uma análise de regressão de emissões de gases em Organossolos drenados cultivados com arroz irrigado e mandioca, concluíram que o rebaixamento do nível freático à 10 cm da superfície aumentou em 50% a emissão de CO₂. Em Organossolos drenados, cujo nível freático ficou a 15 e 18 cm, a emissão de CO₂ foi praticamente o dobro da ocorrida no Organossolo não drenado (VON ARNOLD *et al.*, 2005). No entanto, os fluxos de CO₂ obtidos por Hadi *et al.* (2000,) não mostraram interrelação clara com o nível freático. No caso de turfeiras tropicais a chuva induz à elevação do nível freático durante a estação úmida, de modo que o solo torna-se anaeróbico, mas sem alterar os fluxos de dióxido de carbono (INUBUSHI *et al.*, 2003).

A drenagem aumenta a área de oxidação no perfil de solo e promove incremento nas perdas de carbono (FURUKAWA *et al.*, 2005). A emissão de CO₂ a partir de Organossolos drenados e cultivados pode ser de 2 a 4 vezes maior do que em solos minerais, transformando-os de sumidouros para fontes de dióxido de carbono (LOHILA *et al.*, 2003; MALJANEN *et al.*, 2004).

Entretanto, a remoção de carbono na forma de CO₂ não é o único processo de redução dos teores de carbono no solo. Podem ocorrer perdas de formas solúveis de carbono por lixiviação. O transporte de carbono orgânico dissolvido é determinado pelo regime do fluxo hídrico no solo e pela presença de macroporosidade (KALBITZ *et al.*, 2000). Easthouse *et al.* (1992) propuseram a ocorrência de lixiviação de considerável quantidade de carbono orgânico dissolvido, em horizontes orgânicos, devido a precipitação. A drenagem de organossolos geralmente aumenta o fluxo de carbono orgânico dissolvido porque aumenta o escoamento superficial (MOORE, 1998), o qual incrementa a lixiviação.

Grandes áreas ocupadas por Organossolos tropicais tem sido drenadas resultando em mudanças abruptas e permanentes no balanço ecossistêmico do

carbono, fazendo com que deixem de ser sumidouros e passem a funcionar como fontes de CO₂ (CANADELL *et al.*, 2007; HIRANO *et al.*, 2007). Furukawa *et al.* (2005) e Von Arnold *et al.* (2005) também se referem a elevação no potencial de aquecimento global em função da drenagem de Organossolos.

Neste contexto, concebeu-se a hipótese de que a drenagem elevaria consideravelmente os fluxos de dióxido de carbono e que a temperatura do ar e a precipitação também contribuiriam para alterar os fluxos de CO₂.

Este estudo objetivou avaliar os fluxos de CO₂ em Organossolo Háplico sáprico típico em estepe hidrófila de altitude, em condições naturais e após a drenagem artificial, considerando a influência da temperatura, da precipitação, da altura do nível freático e da umidade gravimétrica do solo.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Experimento de campo

Foi implantado um experimento em área de estepe hidrófila com dimensão de 6,5 ha (25°09'59''S; 50°04'45''O), a 860 m de altitude, situada na fazenda da Embrapa SPM-EPGA (Serviço de Produtos e Mercado - Escritório de Ponta Grossa, PR), segundo planalto paranaense, região dos Campos Gerais (Figura 1). A área de estudo está localizada em uma nascente do rio Cará-Cará, afluente do rio Tibagi. O clima local é do tipo Cfb, mesotérmico úmido, sem estação seca, temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C, temperatura média do mês mais frio menor do que 18°C e precipitação entre 1100 e 2000 mm. A paisagem está inserida em reverso distal de *cuesta*, sobre folhelho argiloso da Formação Ponta Grossa, pertencente ao Grupo Paraná, Paleozóico. Pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS *et al.*, 2006), o solo é um ORGANOSSOLO HÁPLICO sáprico típico álico relevo plano fase campo subtropical hidrófilo de altitude, com 100 cm de espessura, cujas principais características químicas e físicas encontram-se na Tabela 1.

Foram testados dois tratamentos (solo em condição natural, e solo drenado). Em ambos, houve 29 eventos de coleta e a amostragem foi realizada em 6 câmaras estáticas, correspondentes a 6 repetições. Foi efetuada a drenagem de uma área de 30 m × 10 m, nos dias 08 e 09/09/2010. Usando uma retroescavadeira ligada a um trator de esteira, foram abertos drenos trapezoidais com 1,5 m de base superior, 1,2 m de base inferior e 0,65 m de profundidade (Anexo 3). No Organossolo natural as câmaras foram fixadas em uma área de 15 x 15 m, na mesma cota altimétrica, a 45 m da área drenada.

4.2.2 Coleta de amostras de ar

As primeiras coletas para avaliação do fluxo de CO₂ foram realizadas a 1, 4, 8, 14 e 25 dias após a implantação do experimento. Depois destas, seguiram-se mais 24 coletas mensais (Anexo 4).

Para apoiar as câmaras coletoras de gases, seis bases circulares de metal foram fixadas no solo em cada tratamento. Estas bases tinham 38 cm de diâmetro por 25 cm de altura, dos quais 15 cm eram cravados no solo (Anexo 5b). Para remover o excesso de água da chuva, no período entre as coletas, na parte inferior destas bases, próximo à superfície do solo, foram abertos quatro orifícios com dois cm de diâmetro, os quais eram tampados com rolhas de borracha na hora das coletas.

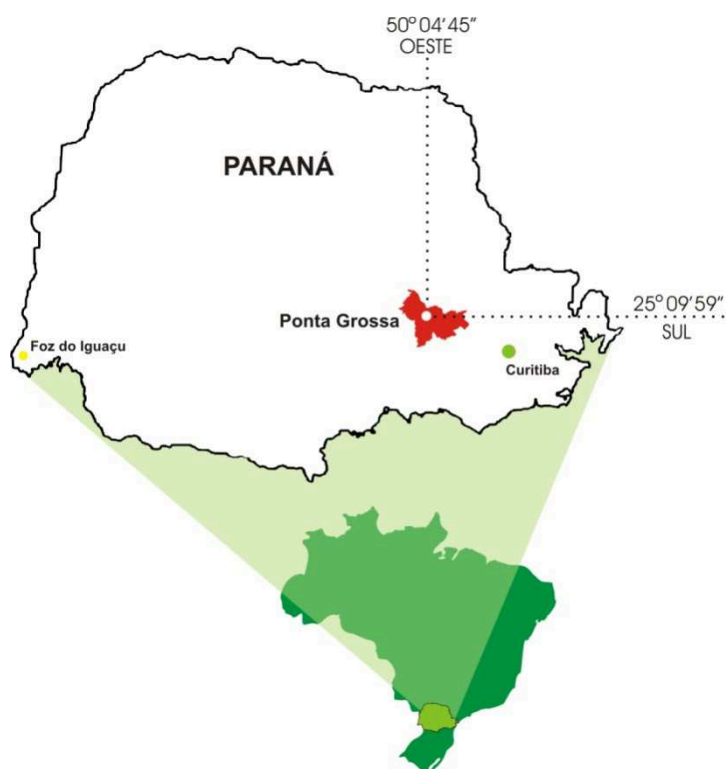


FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.

Câmaras estáticas de PVC com 40 cm de altura, colocadas sobre as bases, foram usadas para coletar amostras de ar (Anexo 5d). Para impedir o vazamento dos gases, entre a parte superior da base e a câmara havia uma canaleta de 4 cm de altura por 6 cm de largura, a qual era preenchida com água no momento das coletas. As câmaras foram equipadas com termômetro, ventilador para homogeneizar o ar e torneira de três vias acoplada a uma mangueirinha para transportar o ar para seringas de polipropileno de 20 ml. As amostras de ar eram coletadas entre 9:00 e 11:00 horas, imediatamente após o fechamento das câmaras, a 0, 15, 30 e 45 minutos.

TABELA 1 - ANÁLISES FÍSICO-HÍDRICAS E QUÍMICAS DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO ÁLICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE.

Horizonte		Densidade do Solo		Porosidade Total Volumétrica		Permeabilidade Saturada ⁽¹⁾	
Símbolo	Profundidade	Tempo zero	26 Meses	Tempo zero	26 Meses	Tempo zero	26 Meses
	----cm----	-----kg/dm ³ -----		---%---	-----cm/h-----		
H1	0 – 20	0,15	0,16	95	72 r	276 r	
H2	20 – 40	0,21	0,22	92	25 r	7 mr	
H3	40 – 60	0,47	0,44	82	13 mr	28 r	
H4	60 – 80	0,58	0,51	78	36 r	12 mr	
H5	80 - 100	0,50	0,52	81	21 r	14 mr	
Horizonte		pH H ₂ O (1:1,25)	Saturação em Bases (V)	Saturação em Alumínio (m)	Carbono Orgânico		
Símbolo	Profundidade				Tempo zero	26 Meses	
	----cm----	-----%-----			-----g/kg-----		
H1	0 – 20	5,0	4,80	58	276,32	194,00	
H2	20 – 40	5,3	0,93	87	281,40	169,30	
H3	40 – 60	5,3	0,68	93	186,96	170,40	
H4	60 – 80	5,1	0,62	96	90,43	119,20	
H5	80 - 100	5,0	0,50	97	99,50	122,10	
Cg1	100 - 110	5,2	1,00	94	52,75	-	

⁽¹⁾ As letras r (rápida) e mr (moderadamente rápida), referem-se às classes de permeabilidade saturada segundo o Soil Survey Staff (1951). A composição granulométrica e os teores de Ca⁺², Mg⁺², K⁺, Na⁺, Al⁺³, H⁺ e N, encontram-se no Anexo 1. A trincheira onde o Organossolo foi coletado pode ser vista no Anexo 2.

No Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS, em Porto Alegre, RS, a concentração de CO₂ foi determinada em cromatógrafo de fase gasosa (Shimadzu GC-2014) com colunas Porapak-Q e temperatura de 70 °C, gás de arraste N₂ a vazão de 30 mL min⁻¹, temperatura do metanador de 380 °C e detector de ionização de chama (FID) com temperatura de 250 °C.

Os fluxos de CO₂ foram calculados pela equação $F(\text{CO}_2) = d[\text{CO}_2]/dt \times 12 \times P \times V / R \times T$, onde $d[\text{CO}_2]/dt$ é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo; V e T são o volume (L) e temperatura interna (°K) da câmara; P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm e R é a constante universal dos gases (0,0821 L.atm K⁻¹ mol⁻¹). A variação da concentração do gás no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. Utilizando-se a área de solo dentro da câmara, calculou-se a massa do gás que foi emitida por unidade de área e de tempo em mg CO₂ m⁻² h⁻¹.

Conforme proposto por Jantália *et al.* (2008), a emissão e o consumo determinados das 9 às 11 horas, foram considerados como representativos do fluxo

médio diário. Para calcular os fluxos acumulados, integrou-se as áreas dos fluxos diários de cada estação, com auxílio do programa Sigmaplot.

4.2.3 Parâmetros pedológicos

Com exceção do teor de carbono orgânico, o qual foi determinado por oxidação sob atmosfera de gás oxigênio em determinador automático *Analytik Jena*, as demais análises físicas e químicas do solo foram realizadas segundo a metodologia proposta por Claessen (1997). Três amostras de solo de 0 a 10 cm foram coletadas por parcela para determinação da umidade gravimétrica, em cada coleta de ar.

Foram instalados 4 poços hídricos em cada tratamento, para determinar a altura do nível freático. Para a confecção dos poços hídricos utilizou-se tubos de PVC com 1,20 m de comprimento e 7,5 cm de diâmetro. Estes tubos foram penetrados no solo até atingir o horizonte mineral. Para facilitar o escoamento da água foram abertos 4 orifícios circulares com 1 cm de diâmetro, espaçados de 10 em 10 cm, do início até a base dos tubos. Cada poço hídrico foi posicionado entre duas câmaras. Em todas as coletas registrava-se a altura do nível freático com uma trena.

O volume de água armazenado por hectare em cada horizonte do solo foi obtido pela fórmula: volume de água = [porosidade total (cm^3/cm^3)/1000] x espessura do horizonte (cm) x 100.000.000 (cm^3). O somatório dos cinco horizontes foi convertido em milhões de litros/ha, representando o volume total de água armazenado no solo até a profundidade de 1 metro.

O estoque inicial de carbono no solo foi obtido pela fórmula: estoque de C = teor de C (%) x densidade do solo (g/cm^3) x espessura do horizonte (cm). O somatório do carbono estocado em todos os horizontes, transformado em Mg ha^{-1} , indicou o estoque total de carbono até 1 m de profundidade. O estoque final de carbono no solo foi determinado considerando a massa equivalente do solo no perfil de referência, utilizando-se o cálculo proposto por Sisti *et al.* (2004), no qual foi computada a taxa média de subsidência de 5,6 cm, no horizonte H1, o mais suscetível ao processo.

Os fluxos anuais de metano e de óxido nitroso foram transformados em CO₂-eq, multiplicando-se os valores originais por 25 e 298, respectivamente, conforme proposto pelo IPCC (2007a).

4.2.4 Variáveis meteorológicas

Para obtenção da precipitação e da temperatura do ar, a cerca de 1 km da área experimental, foi instalada uma estação meteorológica portátil da marca Davis, modelo Vantage Vue. Estas variáveis foram determinadas durante 24 meses.

4.2.5 Análise estatística

As diferenças na umidade gravimétrica do solo na profundidade de 0 a 10 cm, no nível freático e nos fluxos de CO₂, entre o Organossolo natural e o drenado, além da alteração nos teores de carbono nos horizontes H1 a H5, no Organossolo drenado, em função do tempo de drenagem, foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Foram determinados os coeficientes de correlação linear de Pearson (r) entre os fluxos de CO₂ e a altura do nível freático, a umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm, a temperatura média do ar e a precipitação acumulada, entre às 9 e 12 horas na ocasião das coletas e durante o período de 1, 3, 5, 7, 15 e 30 dias que antederam as coletas.

Para determinar os efeitos dos tratamentos (com e sem drenagem), dos fatores pedológicos e climáticos e, do tempo, sobre os fluxos de CO₂, utilizou-se o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) o qual além de analisar todas as variáveis conjuntamente, pressupõe que os fluxos determinados em cada coleta são interdependentes.

O Software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011), foi utilizado para realizar as análises estatísticas.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Efeito dos fatores meteorológicos sobre o fluxo de CO₂

No primeiro ano de estudo a temperatura média anual foi 17,5 °C e os valores médios semanais variaram entre 22,2 e 10,3°C. As maiores temperaturas médias semanais ocorreram no final da primavera (21,8°C), no verão (22,2°C) e no início do outono (20,9°C) e as menores (10,3°C) foram registradas no inverno. No segundo ano de estudo a temperatura média anual foi 18,4 °C e os valores médios semanais oscilaram entre 24,7 e 10,3 °C. As maiores temperaturas médias semanais ocorreram no final da primavera (21,5 °C), em meados do verão (24,7 °C) e no início do outono (20,3 °C) e as menores (10,3 °C) foram registradas no inverno (Figura 2).

Não houve diferenças marcantes na temperatura média semanal do ar nas estações entre os dois anos. As temperaturas médias na primavera, verão, outono e inverno foram de 18,5, 21,0, 16,2 e 14,8 °C, respectivamente, no primeiro ano e de 18,4, 21,3, 16,3 e 16,5 °C, respectivamente no segundo ano. No inverno de 2012 a temperatura média semanal foi apenas 1,7 °C mais elevada do que no inverno de 2011.

A precipitação total acumulada ao longo do primeiro ano foi de 1837 mm (Figura 2). As estações mais chuvosas foram a primavera (442 mm), o verão (543 mm) e, atipicamente, o inverno (580 mm). No outono a precipitação acumulada foi 254 mm. A precipitação total acumulada ao longo do segundo ano foi de 1518 mm. As estações mais chuvosas foram o verão (446 mm) e atipicamente o outono (615 mm), seguidos pela primavera (298 mm) e inverno (114 mm). A precipitação anual no segundo ano de estudo foi 319 mm menor do que no primeiro, sendo que com exceção do outono, as outras estações foram menos chuvosas.

No Organossolo natural os fluxos variaram entre 244 e 850 mg m⁻² h⁻¹ de CO₂, com média de 528 mg m⁻² h⁻¹ no primeiro ano e de 292 a 870 mg m⁻² h⁻¹ com média de 660 mg m⁻² h⁻¹ no segundo (Figura 3).

As emissões mínimas ocorreram nos meses mais frios e os picos nos meses com temperaturas mais elevadas. Houve correlação positiva entre a emissão de dióxido de carbono e a temperatura do ar e a precipitação acumulada, embora a

influência desta tenha sido mais intensa durante o primeiro ano (Tabela 2). Os coeficientes de correlação entre fluxo de dióxido de carbono e temperatura do ar, com valores mais elevados do que os encontrados para o metano (Capítulo 1) e para o óxido nítrico (Capítulo 2), sugerem que a influência da temperatura sobre os fluxos de CO₂ tenha sido maior.

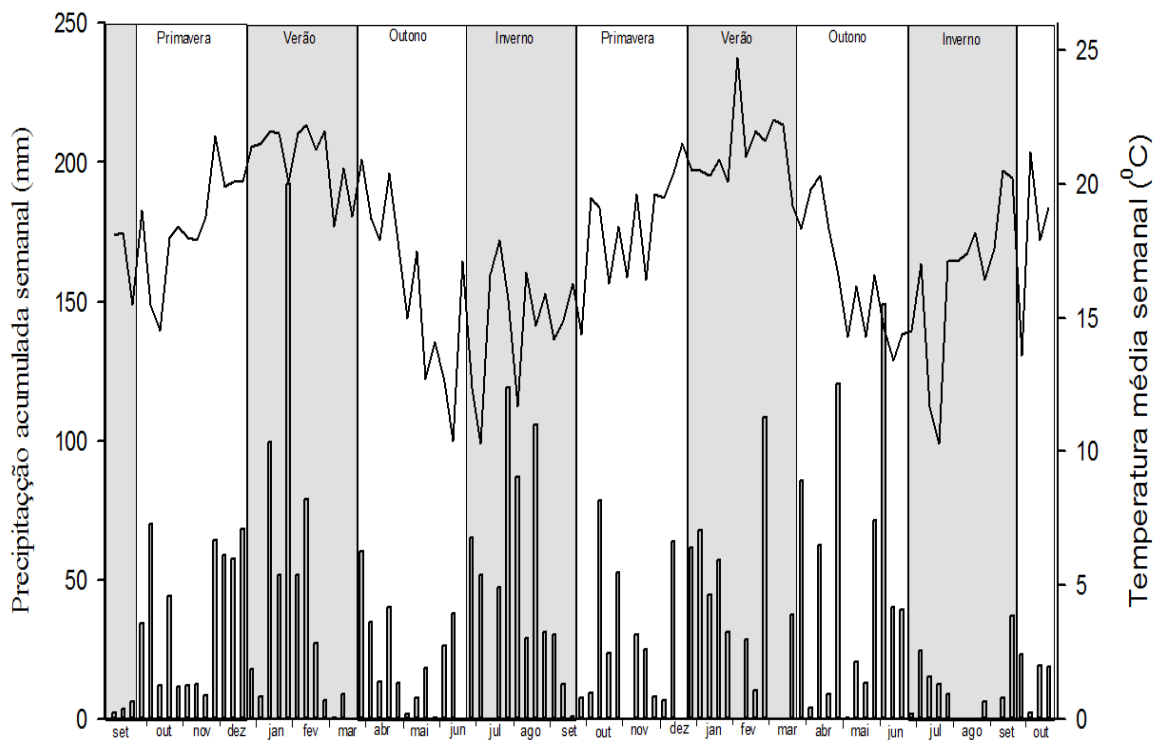


FIGURA 2 - PRECIPITAÇÃO SEMANAL ACUMULADA (BARRAS) E TEMPERATURA MÉDIA SEMANAL (LINHAS) AO LONGO DO PERÍODO DE ESTUDO, POR ESTAÇÃO DO ANO. OS VALORES QUE ORIGINARAM ESTA FIGURA ENCONTRAM-SE NO ANEXO 6.

Mesmo não tendo havido diferença estatística marcante nos fluxos entre as coletas em ambos os anos (Figura 3), ocorreu um pico de emissão em fevereiro de 2011 (coleta 9) e outro em fevereiro de 2012 (coleta 20).

No Organossolo drenado artificialmente os fluxos variaram entre 271 e 1018 mg m⁻² h⁻¹ de CO₂, com média de 648 mg m⁻² h⁻¹ no primeiro ano e de 238 a 1011 mg m⁻² h⁻¹ com média de 605 mg m⁻² h⁻¹ no segundo (Figura 3).

Neste solo também houve interferência da temperatura e da precipitação sobre o fluxo de CO₂. A emissão de dióxido de carbono apresentou correlação

positiva com a temperatura do ar e com a precipitação, embora a influência desta tenha sido maior durante o primeiro ano (Tabela 2).

Durante os dois anos de monitoramento os picos de emissão coincidiram com os meses mais quentes, ocorrendo no verão, no final de primavera e no início do outono ao longo dos dois anos de estudo, com drástica retração durante o início do inverno, principalmente (Figura 3). Houve um pico máximo de emissão em dezembro de 2010 (coleta 8) e outro em novembro de 2011 (coleta 19).

As geadas ocorridas nas coletas 14 e 26, nas quais a temperatura média do ar, no período da coleta, atingiu a média de 4,1 °C e 8,9 °C, respectivamente, resultaram em fluxos com os mais baixos valores, também nos dois solos estudados (Figura 3). Isto comprova a forte influência da temperatura sobre a emissão de CO₂ tanto no solo natural como no drenado.

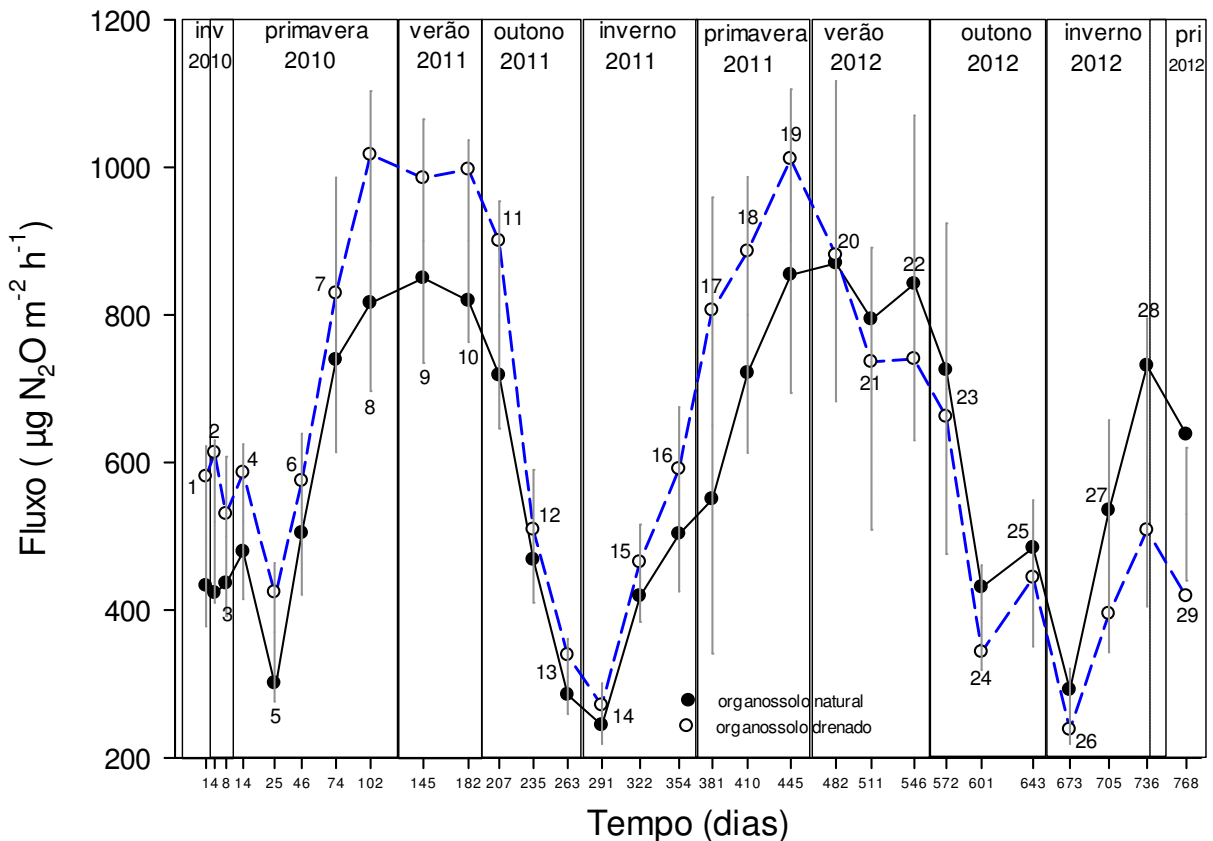


FIGURA 3 - FLUXO DE DIÓXIDO DE CARBONO ($\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). OS ALGARISMOS DE 1 A 29 CORRESPONDEM AOS NÚMEROS DAS COLETAS DE GASES. AS MÉDIAS QUE ORIGINARAM A FIGURA ENCONTRAM-SE NO ANEXO 7c.

Von Arnold *et al.* (2005) também mostraram distinta sazonalidade na emissão de CO₂, tanto em solo natural quanto em solo drenado.

TABELA 2 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON (r) ENTRE FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS E OS FLUXOS DE CO₂.

Fatores	Organossolo natural			Organossolo drenado		
	Ano 1 e 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1 e 2	Ano 1	Ano 2
Umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm	ns	-0,36	ns	ns	ns	ns
Altura do nível freático	ns	-0,28	ns	ns	ns	-0,43
Temperatura média do ar ⁽²⁾	0,49	0,53	0,47	0,49	0,46	0,68
Temperatura média do ar ⁽³⁾	0,53	0,60	0,50	0,51	0,47	0,60
Temperatura média do ar ⁽⁴⁾	0,57	0,66	0,48	0,53	0,51	0,58
Temperatura média do ar ⁽⁵⁾	0,57	0,66	0,50	0,52	0,50	0,57
Temperatura média do ar ⁽⁶⁾	0,55	0,64	0,50	0,48	0,51	0,52
Temperatura média do ar ⁽⁷⁾	0,59 ⁽¹⁾	0,67	0,48	0,49	0,56	0,46
Temperatura média do ar ⁽⁸⁾	0,59	0,68 ⁽¹⁾	0,46	0,52	0,57	0,50
Precipitação acumulada ⁽⁹⁾	0,11	0,28	ns	0,18	0,24	ns
Precipitação acumulada ⁽¹⁰⁾	0,21	0,39	ns	0,23	0,31	ns
Precipitação acumulada ⁽¹¹⁾	0,18	0,43	ns	0,19	0,35	ns
Precipitação acumulada ⁽¹²⁾	0,21	0,42	ns	0,18	0,32	ns
Precipitação acumulada ⁽¹³⁾	0,21	0,37	ns	0,20	0,27	ns
Tempo (número de dias)	ns	ns	-0,31	ns	ns	-0,65

⁽¹⁾ Coeficientes de correlação (r) que apresentaram $p < 0,05$.

Todos os demais apresentaram $p < 0,01$. ns = não significativo.

⁽²⁾ No período das 9 às 12 horas no momento das coletas.

⁽³⁾ No período de 1 dia que antecedeu as coletas.

⁽⁴⁾ No período de 3 dias que antecedeu as coletas.

⁽⁵⁾ No período de 5 dias que antecedeu as coletas.

⁽⁶⁾ No período de 7 dias que antecedeu as coletas.

⁽⁷⁾ No período de 15 dias que antecedeu as coletas.

⁽⁸⁾ No período de 30 dias que antecedeu as coletas.

⁽⁹⁾ No período de 3 dias que antecedeu as coletas.

⁽¹⁰⁾ No período de 5 dias que antecedeu as coletas.

⁽¹¹⁾ No período de 7 dias que antecedeu as coletas.

⁽¹²⁾ No período de 15 dias que antecedeu as coletas.

⁽¹³⁾ No período de 30 dias que antecedeu as coletas.

A proximidade das curvas e a similaridade das formas das mesmas em ambos os solos (Figura 3), indica que a variação dos fluxos foi muito similar ao longo do tempo, justificando a inexistência de diferença estatística. Entretanto, as curvas se afastam nos períodos mais quentes, ou seja, quando a temperatura aumenta, a diferença entre a emissão no Organossolo natural e o drenado torna-se maior.

Jauhiainen *et al.* (2008) também encontraram pequena diferença entre os fluxos em solos drenados e não drenados. Estes pesquisadores perceberam que em Organossolo não drenado o fluxo máximo foi apenas 100 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ menor do que em Organossolo drenado.

No presente estudo, a pequena diferença entre as emissões de CO₂ nos Organossolos natural e drenado, pode estar associada ao fato de que na camada de 0 a 10 cm, em ambos os solos, o acesso de oxigênio não foi restritivo, uma vez que, segundo Maljanen *et al.* (2002), a emissão de CO₂ ocorre justamente nas camadas de 5 a 10 cm.

Por outro lado, Koh *et al.* (2009) analisando fluxos de dióxido de carbono em Organossolos do Mississippi concluíram que nos solos ocasionalmente inundados e não inundados a emissão oscilou entre 180 e 908 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ e nos solos permanentemente inundados as emissões foram muito menores, variando entre 67 e 472 mg CO₂ m⁻² h⁻¹. Von Arnold *et al.* (2005) perceberam que um Organossolo drenado cujo nível freático oscilou entre -13 e -23 cm emitiu 1,6 vezes mais dióxido de carbono do que o não drenado, onde o lençol freático variou de -1 a 3 cm, mas permaneceu acima da superfície durante grande parte do tempo.

4.3.2 Efeito da drenagem sobre o fluxo de CO₂

No Organossolo natural o nível freático variou ao longo do primeiro ano entre 0,3 e -16,3 cm, permanecendo em média a -7 cm da superfície do solo e entre 0,25 e -14,8 cm, com média de -5 cm, no segundo ano (Figura 4), indicando que a oscilação foi muito similar, até porque este solo não sofreu nenhuma alteração antrópica. O nível freático se manteve acima da superfície do solo em apenas duas das 29 coletas. A umidade gravimétrica média na profundidade de 0 a 10 cm foi de 9,9 kg kg⁻¹ e variou entre 7,6 e 11,7 kg kg⁻¹, no primeiro ano. No segundo ano a média ficou em 9,8 kg kg⁻¹ tendo oscilado entre 8,1 e 11,9 kg kg⁻¹ (Figura 5), mostrando também muita similaridade entre os dois anos.

No Organossolo drenado o nível freático variou ao longo do primeiro ano entre -25 e -64,8 cm, permanecendo em média a 57 cm abaixo da superfície do solo e entre -54 e -64,5 cm, com média de -59 cm, no segundo ano (Figura 4), o que também demonstra grande similaridade. A umidade gravimétrica média na profundidade de 0 a 10 cm foi de 5,7 kg kg⁻¹ e variou entre 4,5 e 6,8 kg kg⁻¹, no primeiro ano. No segundo ano a média ficou em 4,2 kg kg⁻¹ tendo oscilado entre 3,6 e 4,7 kg kg⁻¹ (Figura 5). A umidade gravimétrica além de ter sido significativamente

menor do que no Organossolo natural mostrou nítida tendência descendente (Figura 5).

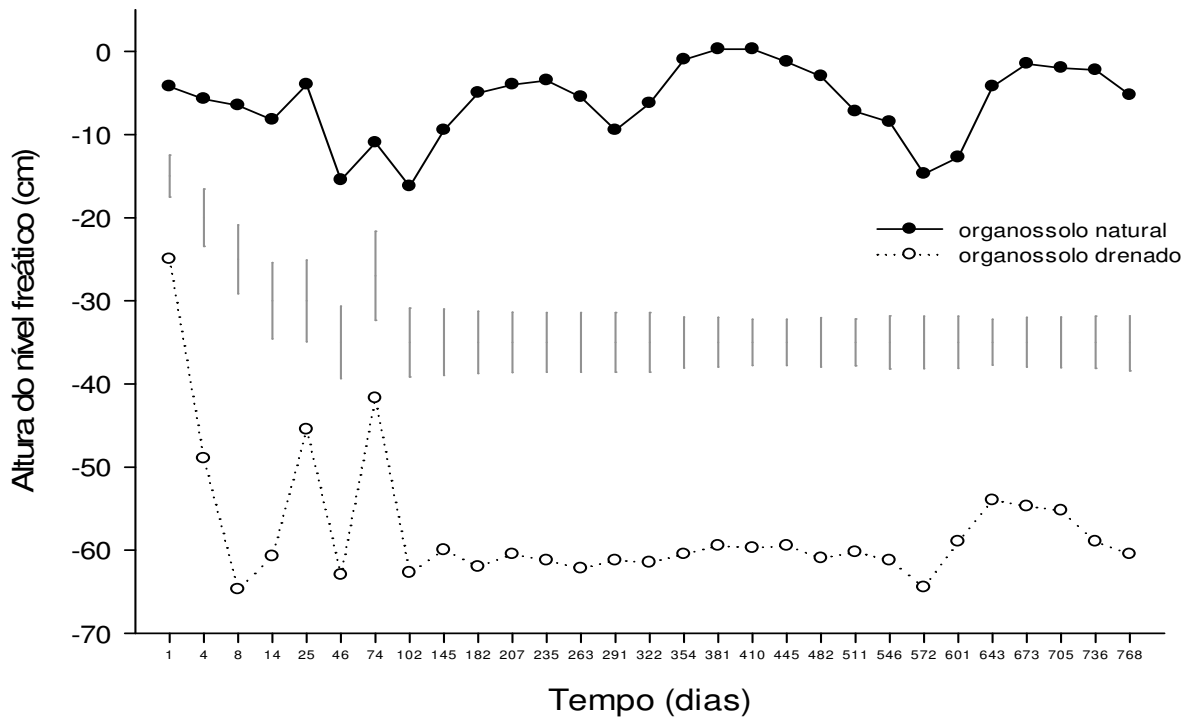


FIGURA 4 - NÍVEL FREÁTICO EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). OS VALORES USADOS PARA FAZER A FIGURA ESTÃO LISTADOS NO ANEXO 8a.

Embora não tenha havido diferença significativa na taxa de emissão diária de CO_2 entre o Organossolo natural e o drenado em cada uma das coletas isoladamente, a drenagem passou a influir decisivamente considerando-se o efeito cumulativo da mesma ao longo do tempo. No Organossolo drenado, somente quando haviam se passado um pouco mais de dois anos que o solo fora drenado (coleta 29), a emissão de CO_2 foi significativamente menor do que no Organossolo natural (Figura 3). Se o experimento tivesse sido continuado, possivelmente esta diferença significativa seria mantida. Uma possível explicação para a ausência de diferença significativa entre os fluxos no Organossolo natural e no drenado, até a coleta 28, poderia estar associada à umidade gravimétrica. Porém, apesar de ter havido diferença marcante na umidade gravimétrica entre os dois tratamentos, na grande maioria das coletas (Figura 5), os valores ainda se mantiveram relativamente altos no Organossolo drenado. Isto sugere que a diferença na umidade gravimétrica

entre os dois solos, embora significativa, não tenha sido suficiente para ocasionar uma diferença estatística significativa entre os fluxos de CO_2 , no Organossolo natural e drenado.

Jauhiainen *et al.* (2008) trabalhando com Organossolos drenados registraram fluxos variando entre 818 e 1151 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ quando o nível freático estava entre -80 e -104 cm e de 481 a 620 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ com nível freático mais elevado, oscilando de -50 a -75 cm, demonstrando a efetiva influência da drenagem.

Conforme será visto adiante, o Organossolo drenado deixou de atuar como sumidouro e passou a ser uma importante fonte de CO_2 .

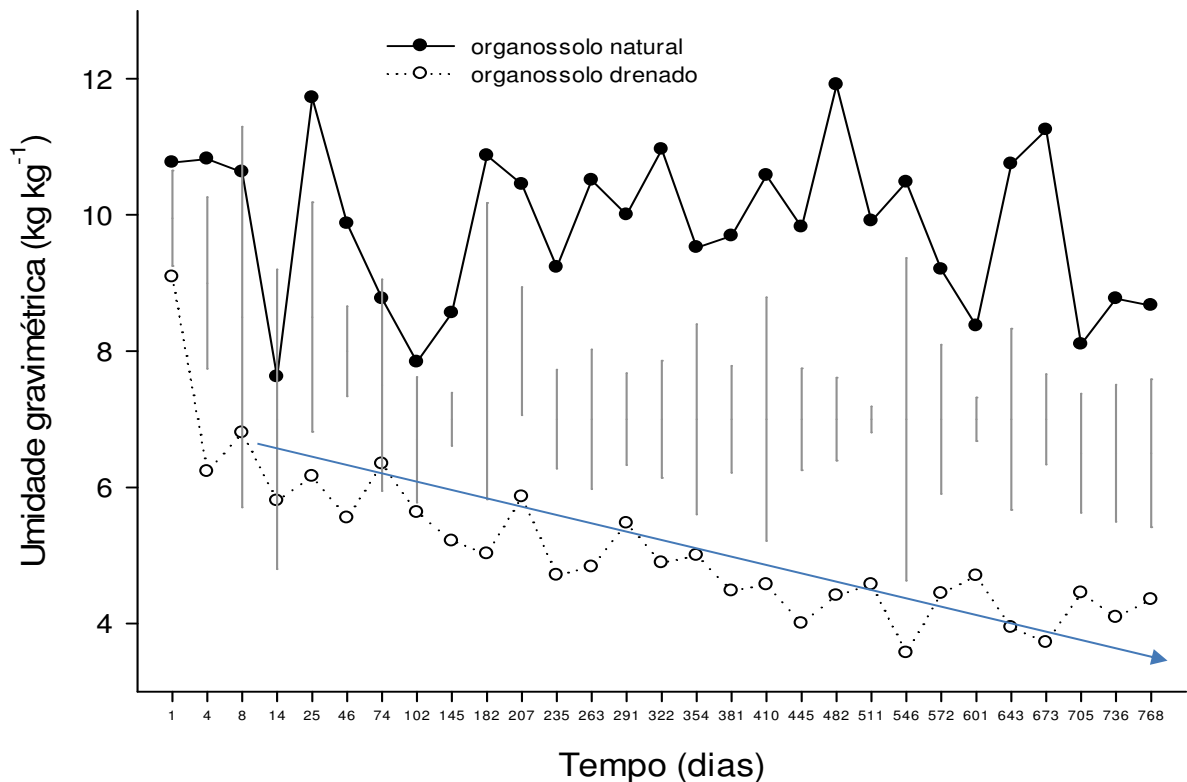


FIGURA 5 - UMIDADE GRAVIMÉTRICA NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM, PONTA GROSSA, PR. BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM A DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). OS VALORES USADOS PARA ELABORAR A FIGURA ESTÃO LISTADOS NO ANEXO 8b.

Em ambos os solos não houve correlação entre a emissão de CO_2 e a altura do nível freático e nem com a umidade gravimétrica na profundidade de 0 a 10 cm ao longo dos dois anos de estudo (Tabela 2), porque as variações que ocorreram no nível freático e na umidade gravimétrica, embora significativas (Figuras 4 e 5),

possivelmente não foram suficientes para diferenciar de maneira mais intensa as emissões de dióxido de carbono entre os dois solos estudados.

Vale enfatizar que apesar de no Organossolo drenado o excesso de água ter sido removido, a umidade gravimétrica manteve-se relativamente elevada, pelo menos na profundidade de 0 a 10 cm. Nesta profundidade apesar da umidade gravimétrica ter sido significativamente inferior à do Organossolo natural, a mesma ainda manteve-se bastante elevada em comparação a solos oxidados, nos quais não há excesso de umidade. Certamente nas camadas abaixo de 10 cm a diferença na umidade entre os dois solos tenha sido menor.

Chamou a atenção que a partir da coleta 20, no início do verão de 2012, quando haviam se passado 16 meses que este Organossolo havia sido drenado, o mesmo começou a emitir menos dióxido de carbono do que o natural, ao contrário do que vinha ocorrendo (Figura 3).

Esta redução na emissão de CO₂ possivelmente tenha ocorrido em função da redução nos teores de carbono total do solo, devido à drenagem.

Entre 14 e 20 meses de drenagem os horizontes H1 e H3 sofreram uma leve redução no teor de carbono de 7 e 8%, respectivamente (Figura 6).

Isto pode estar associado à redução que houve na emissão de CO₂ no organossolo drenado a partir da coleta 20, na qual haviam se passado 16 meses que o solo havia sido drenado, pois se diminuiu a fonte de carbono no solo, era esperado que ocorresse uma retração na emissão de dióxido de carbono. Infelizmente o teor de carbono no solo não foi determinado aos 16 meses de drenagem. Porém, se houve redução aos 14 e aos 20 meses, possivelmente tenha ocorrido também aos 16 meses.

Aos 26 meses de drenagem a redução nos teores de carbono do solo se acentuou, tendo sido de 30%, 40% e 9%, nos horizontes H1, H2, H3, respectivamente, o que equivale a uma redução média de 26% no teor de carbono no solo até a profundidade de 60 cm.

Por outro lado, ocorreu um incremento de 24% e 18% no teor de carbono do horizonte H4 e H5, respectivamente, o que é um forte indício de que tenha ocorrido remoção e transporte de formas solúveis de carbono dos horizontes superficiais para os subsuperficiais.

A considerável redução no teor de carbono nos horizontes H1 a H3 possivelmente contribuiu para aumentar a diferença entre a emissão de dióxido de

carbono no solo natural e drenado após 26 meses de drenagem (coleta 29), ocasião em que a emissão no Organossolo drenado foi significativamente menor do que no natural (Figura 3).

Além da redução nos teores de carbono, duas suposições puderam contribuir para justificar a redução da emissão de CO₂ no Organossolo drenado após 482 dias de drenagem (coleta 20). Primeiramente, cogitou-se a hipótese de que tenha ocorrido redução na quantidade de matéria orgânica lábil no solo, devido à drenagem. Infelizmente esta hipótese não pode ser comprovada, pois não foi avaliada a quantidade de matéria orgânica facilmente decomponível presente no solo, antes e depois da drenagem. Reddy *et al.* (2006) citam que a matéria orgânica lábil, presente no solo até a profundidade de 10 cm é facilmente oxidada após a drenagem. Em segundo lugar supôs-se que a drenagem tenha alterado a fisiologia das plantas nativas adaptadas ao excesso de água, fazendo com que as mesmas passassem a emitir menos dióxido de carbono. Crow e Wieder (2005) perceberam redução na emissão de CO₂ em organossolos sob ciperáceas e arbustivas quando se reduziu a umidade do solo. Rowson *et al.* (2013) afirmam que a alta produção de CO₂ estimulada por exsudatos radiculares só ocorre quando a planta se encontra em pleno crescimento vegetativo e não durante períodos de senescência, como no inverno. No Organossolo drenado do presente estudo, a redução na emissão de CO₂ não teria ocorrido em função da senescência da vegetação, mas por alteração do metabolismo, na ausência do excesso de água no solo.

Com exceção da redução do teor de carbono, não houve diferenças marcantes nas características químicas e físicas do solo durante os dois anos de drenagem. Embora a taxa média de subsidência tenha sido de 2,5 e de 5,6 cm no primeiro e no segundo ano, respectivamente, a densidade do solo não foi alterada (Tabela 1). Esta taxa de subsidência foi considerada no cálculo do estoque de carbono do solo no final do experimento, tendo-se utilizado a espessura de 14,4 cm para o horizonte H1.

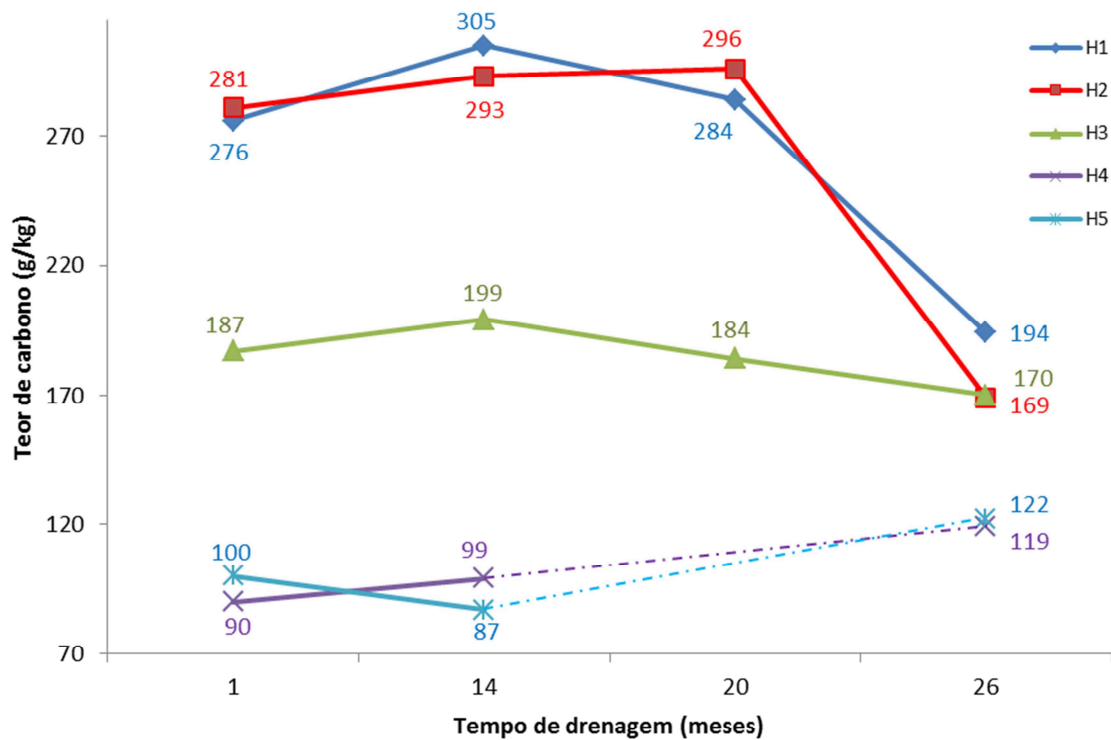


FIGURA 6 - TEORES DE CARBONO (g/kg) NOS HORIZONTES H1 A H5 EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE EM FUNÇÃO DO TEMPO DE DRENAGEM. OS VALORES MÉDIOS QUE GERARAM A FIGURA E A COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PELO TESE DE TUKEY ESTÃO APRESENTADOS NO ANEXO 13. AS DATAS DE COLETA DAS AMOSTRAS PARA DETERMINAÇÃO DO TEOR DE CARBONO FORAM: 1 MÊS (26/10/2010); 14 MESES (08/11/2011); 20 MESES (02/05/2012); 26 MESES (17/10/2012).

A análise estatística efetuada pelo modelo GAM com todas as variáveis em conjunto, permitiu concluir que não houve diferença significativa entre os fluxos de CO₂ nos Organossolos natural e drenado. A variação que houve no nível freático e na umidade gravimétrica ao longo do tempo, não teve influência significativa sobre os fluxos de CO₂ em ambos os solos. Por outro lado, a temperatura do ar teve influência significativa, em ambos, sobre os fluxos de CO₂, os quais também apresentaram diferenças ao longo do tempo (Tabela 3 e Figura 3).

TABELA 3 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DO EFEITO DA DRENAGEM E DOS FATORES PEDOLÓGICOS E METEOROLÓGICOS SOBRE O EFLUXO DE CO₂, PELO MODELO ADITIVO GENERALIZADO – GAM

Efeitos paramétricos	p valor
Tratamento (solo natural e drenado)	0,248 ns
Nível freático (Componente principal 1)	0,492 ns
Temperatura do ar (Componente principal 2) ⁽¹⁾	1,77 x 10 ⁻⁷ ***
Temperatura do ar + precipitação acumulada (Componente principal 3) ⁽²⁾	0,093 ns
Efeitos não paramétricos	p valor
Tempo ⁽³⁾ (solo drenado)	8,35 x 10 ⁻¹⁰ ***
Tempo ⁽⁴⁾ (solo natural)	0,00014 ***

*** - altamente significativo (p < 0,001); ** - significativo (p < 0,01); ns - não significativo;

⁽¹⁾ Temperatura máxima e mínima do ar das 9 às 12 horas no momento da coleta + temperatura média e mínima do ar durante o período de 1, 3 e 5 dias que antecederam as coletas.

⁽²⁾ Temperatura máxima e mínima do ar das 9 às 12 horas no momento da coleta + temperatura média e mínima do ar durante o período de 3 e 5 dias que antecederam as coletas + precipitação acumulada no período das 9 às 12 horas no dia das coletas.

⁽³⁾ Número de dias a partir da drenagem.

⁽⁴⁾ Número de dias a partir do início do experimento.

4.3.3 Fluxo acumulado de dióxido de carbono

No Organossolo natural, no primeiro ano, a emissão acumulada variou de 8.678 kg CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹ no inverno a 17.334 kg CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹ no verão e de 9618 a 18.535 kg CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, no inverno e verão do segundo ano (Figura 7), reforçando a influência da temperatura.

A diferença estatística significativa nos fluxos acumulados de dióxido de carbono ocorreu exatamente entre o verão e o inverno em ambos os anos.

A emissão acumulada total anual de dióxido de carbono foi de 49,4 Mg ha⁻¹ e de 56,2 Mg ha⁻¹, no primeiro e segundo ano, respectivamente.

No Organossolo drenado, no primeiro ano a emissão acumulada de dióxido de carbono variou de 11.096 kg ha⁻¹ no inverno a 20.806 kg ha⁻¹ no verão e de 7.207 kg ha⁻¹ no inverno a 20.427 kg ha⁻¹ na primavera do segundo ano (Figura 7).

No primeiro ano o fluxo acumulado de CO₂ no verão foi estatisticamente igual ao fluxo de primavera e diferente dos fluxos de outono e de inverno. No segundo ano, embora o fluxo de primavera tenha sido superior ao do verão, não houve diferença significativa entre eles. Neste ano o fluxo de primavera é que diferiu dos fluxos de outono e de inverno.

A emissão total acumulada anual no primeiro e no segundo ano foi de 59,7 Mg CO₂ ha⁻¹ e de 55,6 Mg CO₂ ha⁻¹, respectivamente, (Figura 7), ou seja, houve redução na emissão total no segundo ano.

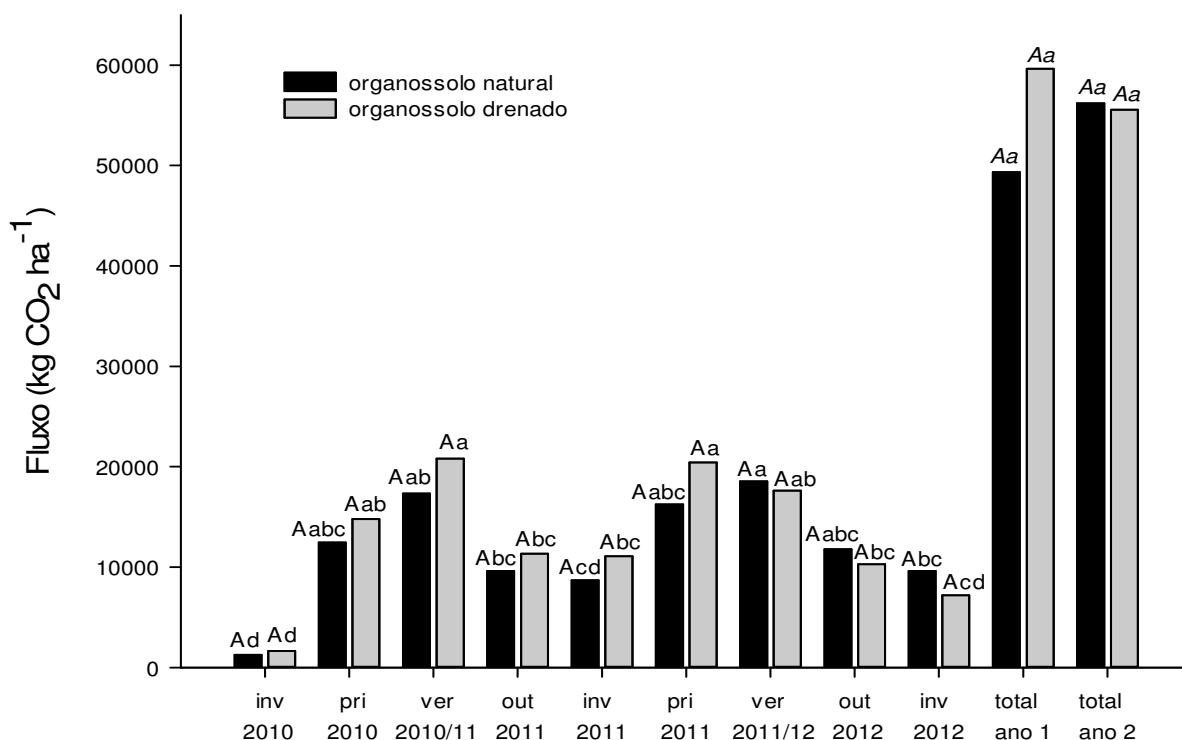


FIGURA 7 - FLUXO ACUMULADO DE DIÓXIDO DE CARBONO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO EM CONDIÇÃO NATURAL E APÓS DRENAGEM ARTIFICIAL, PONTA GROSSA, PR. LETRAS MAIÚSCULAS DIFERENTES INDICAM HAVER DIFERENÇA ENTRE O SOLO NATURAL E O DRENADO NA MESMA ESTAÇÃO DO ANO; LETRAS MINÚSCULAS DIFERENTES INDICAM HAVER DIFERENÇA ENTRE AS ESTAÇÕES NA MESMA CONDIÇÃO DE DRENAGEM DO SOLO, PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). EM ITÁLICO, LETRAS MAIÚSCULAS, REFEREM-SE À COMPARAÇÃO DOS FLUXOS TOTAIS ANUAIS ENTRE OS SOLOS E LETRAS MINÚSCULAS, ENTRE OS ANOS NO MESMO SOLO, TAMBÉM PELO TESTE DE TUKEY ($p < 0,05$). AS DUAS PRIMEIRAS BARRAS REFEREM-SE APENAS AO FINAL DO INVERNO DE 2010. AS MÉDIAS QUE GERARAM A FIGURA CONSTAM NO ANEXO 14.

A emissão média de CO₂ no Organossolo drenado foi de 57,7 Mg CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹, o que corresponde a 15,7 Mg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹.

Estes volumes de emissão estão compatíveis com os valores encontrados por outros pesquisadores. Couwenberg *et al.* (2010) registraram liberação de 12 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ em Organossolo sob floresta tropical convertido em plantação de palmeira para extração de óleo, enquanto Joosten e Couwenberg (2008) determinaram emissão de 30 Mg CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹ em Organossolo sob floresta submetido a drenagem artificial.

Em nenhuma das estações do ano houve diferença significativa no fluxo acumulado entre os solos natural e drenado (Figura 7). Apesar disto, até o final da primavera de 2011, os fluxos acumulados foram superiores no Organossolo drenado.

A partir do verão de 2012, no entanto, os fluxos acumulados no Organossolo drenado foram menores do que no natural, provavelmente em função da redução nos teores de carbono no solo (Figura 6), a partir do início do verão de 2012.

4.3.4 Efeito da drenagem sobre o estoque de carbono no solo

Embora as emissões acumuladas de CO₂ no Organossolo natural e no drenado tenham sido muito próximas, o drenado sofreu redução no estoque de carbono porque a decomposição da matéria orgânica foi maior do que a acumulação, enquanto no natural o estoque se manteve constante, pois não houve perdas.

A comparação dos estoques de carbono do solo no início do experimento (581,13 Mg C ha⁻¹) e após dois anos de drenagem (543,35 Mg C ha⁻¹) indicou que houve uma redução de 37,8 Mg C ha⁻¹ (6,5%), o que corresponde a perda de 18,9 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Considerando que a emissão média de CO₂ no Organossolo drenado foi de 15,7 Mg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹, e que neste valor não está computado apenas o dióxido de carbono proveniente da decomposição da matéria orgânica do solo, deduz-se que parte do carbono do estoque do solo foi perdido de outras formas.

O aumento do teor de carbono nos horizontes H4 e H5 (Figura 6) legitima a lixiviação de carbono dos horizontes H1, H2 e H3. A elevação da quantidade de carbono no horizonte H4 de 90 para 119 g kg⁻¹ e de 100 para 122 g kg⁻¹ no H5, comprova que parte do carbono foi removido e transportado da superfície e depositado nos mesmos. Deve-se ter em conta que uma parte do carbono eluviado possivelmente foi perdida para o freático, saindo do sistema.

A elevada porosidade total, a baixa densidade e a rápida permeabilidade do solo nos horizontes H1, principalmente, e H2 (Tabela 1), associada a considerável precipitação hídrica que ocorreu ao longo do experimento, justificam a remoção de formas solúveis de carbono dos horizontes superficiais para os subsuperficiais e para fora do sistema.

Buffam *et al.* (2001) e Marques *et al.* (2012) também sugeriram exportação de carbono via solução do solo para as áreas de drenagem natural. O rápido escoamento superficial que ocorre durante a precipitação induz o transporte lateral

de carbono e a liberação de matéria orgânica dissolvida nos canais de drenagem natural (WOHLFART *et al.*, 2012; COOPER *et al.*, 2007).

Por outro lado, a maior densidade, a menor porosidade total e a menor permeabilidade nos horizontes H4 e H5, pelo menos em relação ao horizonte H1, além do maior conteúdo de argila no horizonte H4, facilitaram a deposição de carbono nos mesmos.

Marques *et al.* (2012) comprovaram que quanto maior é a porosidade total, menor a densidade e mais rápida a permeabilidade do solo, maior é a quantidade de carbono dissolvido na solução do solo, pois o aumento na macroporosidade do solo reduz o contato de solutos orgânicos com a matriz do solo, predispondo a maiores perdas de matéria orgânica dissolvida. Em contrapartida, Johnson *et al.* (2000) confirmaram que em profundidade ocorre aumento na adsorção do carbono orgânico dissolvido, devido a maior sorção do mesmo pela matriz do solo. Marques *et al.* (2012) referiram-se à redução do transporte de carbono orgânico dissolvido em profundidade, em função do aumento da densidade e da diminuição da macroporosidade do solo.

Kalbitz *et al.* (2000) afirmaram que o maior conteúdo de matéria orgânica no solo e o aumento no fluxo de água elevam a quantidade de carbono orgânico dissolvido. Wohlfart *et al.* (2012) e Moore e Turunen (2004), trabalhando com Organossolo, também encontraram relação positiva entre o teor de carbono orgânico total e a quantidade de carbono orgânico dissolvido. Fiedler *et al.* (2008) afirmam que em Organossolos com 65 cm de espessura e teor de carbono entre 397 e 498 g kg⁻¹, a quantidade de carbono orgânico dissolvido representa 35% do carbono orgânico total.

Supôs-se que no Organossolo da presente pesquisa ocorreram processos similares aos expostos acima.

4.3.5 Efeito da drenagem sobre potencial de aquecimento global

No Organossolo natural do presente trabalho houve consumo de 75,0 kg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹ de N₂O, emissão de 1.136,8 kg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹ de CH₄ e emissão de 14.391,4 kg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹, resultando em uma emissão líquida de 15,5 Mg de C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹.

No Organossolo drenado houve emissão de 134,2 kg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹ de N₂O, consumo de 70,0 kg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹ de CH₄ e emissão de 15.712,1 kg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹, o que resultou em uma emissão líquida de 15,78 Mg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹.

Entretanto, embora as emissões de CO₂ do Organossolo natural e do drenado tenham sido muito próximas, apenas o drenado sofreu redução no estoque de carbono no solo.

No início do experimento o estoque de carbono no solo até a profundidade de um metro foi de 581,13 Mg ha⁻¹. Dentro de um período de 26 meses após a drenagem o estoque reduziu-se para 543,35 Mg ha⁻¹, o que significa que foram perdidos 37,78 Mg C ha⁻¹. Fazendo-se o balanço entre as entradas e as saídas de carbono conclui-se que a drenagem aumentou o potencial de aquecimento global em 17,89 Mg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4).

TABELA 4 - BALANÇO DE CARBONO EM ORGANOSSOLO DRENADO SUA E RELAÇÃO COM O POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL - PAG

Alterações devidas à drenagem	Quantidade de carbono
Redução do estoque de carbono no solo	18,89 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹
Emissão de N ₂ O	0,21 Mg C-CO ₂ -eq ha ⁻¹ ano ⁻¹
Consumo de CH ₄	1,21 Mg C-CO ₂ -eq ha ⁻¹ ano ⁻¹
Potencial de Aquecimento Global - PAG	17,89 Mg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹

Percebe-se que a emissão de dióxido de carbono, originada pela decomposição da matéria orgânica do solo, foi a principal causa da elevação do potencial de aquecimento global. Portanto, é um grande equívoco drenar Organossolos visando reduzir a emissão de metano, e/ou aumentar o consumo do mesmo, uma vez que, em Organossolo drenado a emissão anual de dióxido de carbono foi 224 vezes maior do que o consumo de CH₄ expresso em CO₂-eq.

Vários autores registraram elevação no potencial de aquecimento global em função da retirada do excesso de água. A drenagem incrementou o potencial de aquecimento de um Organossolo no sul da Suécia transformando-o em uma fonte de 0,4 kg CO₂-eq m⁻² ano⁻¹ (VON ARNOLD *et al.*, 2005), enquanto Furukawa *et al.* (2005) trabalhando com Organossolos constataram que o rebaixamento do freático a apenas 10 cm da superfície incrementou em 51 mg CO₂-eq m⁻² h⁻¹ o potencial de aquecimento global (FURUKAWA *et al.*, 2005). A drenagem também provocou um incremento de 4,3 Mg CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹ no potencial de aquecimento global de um Organossolo na Escócia (YAMULKI *et al.*, 2012).

Outros estudos mostram a influência decisiva do dióxido de carbono no potencial de aquecimento global. A emissão de CO₂ determinou o potencial de aquecimento global contribuindo com 75 a 98%, conforme o manejo adotado em Organossolos na região central da Escócia (YAMULKI *et al.*, 2012). Em comparação ao metano e ao óxido nitroso a emissão de CO₂ em Organossolos e Espodossolos teve um papel dominante sobre o potencial de aquecimento global, cuja participação oscilou entre 71 e 96% (CARTER *et al.*, 2012).

4.3.6 Considerações adicionais

No Organossolo natural a concentração de carbono orgânico nos diversos horizontes entre 0 e 100 cm variou de 90 a 281 g kg⁻¹ (Tabela 1), conferindo-lhe um estoque total de 581 Mg ha⁻¹, até a profundidade de um metro. Este montante, torna irrelevante a quantidade de metano por ele emitida, de acordo com o discutido no Capítulo 1. A baixa densidade, a alta porosidade e a localização do solo na paisagem atribuíram ao mesmo uma capacidade de armazenar 8,6 milhões de litros de água por hectare até a profundidade de 1 metro, o que equivale a uma lâmina de 860 mm, demonstrando a relevante contribuição deste solo como reserva hídrica para recarga de córregos e rios.

A drenagem, na intensidade em que foi praticada, provocou uma perda de 37,8 Mg C ha⁻¹ no estoque de carbono do solo, em apenas dois anos, e embora tenha ocasionado o consumo de um pequeno volume de metano, causou a emissão de um volume muito maior de dióxido de carbono e uma pequena quantidade de N₂O. Entretanto, não se deve subestimar o reduzido volume de óxido nitroso emitido, pois, conforme indicado no Capítulo 2, a tendência é que ocorra aumento nas emissões do mesmo, com o passar do tempo, em função da drenagem.

Se a drenagem tivesse sido mais drástica, com drenos mais profundos, por exemplo, e as emissões tivessem sido determinadas por um período maior do que 26 meses, possivelmente a redução do estoque de carbono do solo, bem como a elevação do potencial de aquecimento global, teriam sido superiores.

Estas informações dispensam maiores argumentações para justificar que Organossolos sob estepe hidrófila não devam ser drenados, mas sim mantidos com a vegetação natural.

4.4 CONCLUSÕES

a) Em dois anos o estoque de carbono do Organossolo drenado reduziu em 37,8 Mg C ha⁻¹, o que elevou o potencial de aquecimento global em 17,9 Mg C-CO₂-eq ha⁻¹ ano⁻¹.

b) A temperatura do ar apresentou correlação positiva com os fluxos de CO₂ no Organossolo natural e no drenado, tendo as maiores emissões ocorrido durante os períodos mais quentes.

c) A precipitação teve menor efeito sobre os fluxos de CO₂ do que a temperatura do ar em ambos os solos. Isto se deve à constante saturação de água no Organossolo natural e à alta permeabilidade no Organossolo drenado.

REFERÊNCIAS

ALONGI, D. M.; WATTAYAKORN, G.; PFITZNER, J.; TIRENDI, F.; ZAGORSKIS, I.; BRUNSKILL, G. J.; DAVIDSON, A.; CLOUGH, B. F. Organic carbon accumulation and metabolic pathways in sediments of mangrove forests in Southern Thailand. **Marine Geology**, Amsterdam, v. 179, p. 85-103, 2001.

BLAIS, A.; LORRAIN, S.; TREMBLAY, A. Greenhouse gas fluxes (CO₂, CH₄ and N₂O) in forests and wetlands of boreal, temperate and tropical regions. In: TREMBLAY, A.; VARFALVY, L.; ROEHM, C.; GARNEAU, M. (Ed.). **Greenhouse gas emissions: fluxes and processes**. Berlin: Springer-Verlag, 2005. p. 87-127.

BUFFAM, I.; GALLOWAY, J. N.; BLUM, L. K.; MCGLATHERY, K. J. A Stormflow/baseflow comparison of dissolved organic matter concentrations and bioavailability in an Appalachian stream. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 53, p. 269-306, 2001.

CANADELL, J. G.; PATAKI, D. E.; GIFFORD, R.; HOUGHTON, R. A.; LUO, Y.; RAUPACH, R. A.; SMITH, P.; STEFFEN, W. Saturation of the terrestrial carbon sink. In: CANADELL, J. G. D.; PATAKI, D.; PITELKA, L. (Ed.). **Terrestrial ecosystems in a changing world**. Berlin: Springer-Verlag, 2007. p. 59-78. (IGBP Series).

CARTER, M. S.; LARSEN, K. S.; EMMETT, B.; ESTIARTE, M.; FIELD, C.; LEITH, I. D.; LUND, M.; MEIJIDE, A.; MILLS, R. T. E.; NIINEMETS, Ü.; PEÑUELAS, J.; PORTILLO-ESTRADA, M.; SCHMIDT, I. K.; SELSTED, M. B.; SHEPPARD, L. J.; SOWERBY, A.; TIETEMA, A.; BEIER, C. Synthesizing greenhouse gas fluxes across nine European peatlands and shrublands – responses to climatic and environmental changes. **Biogeosciences**, Goettingen, v. 9, p. 3739-3755, 2012.

CLAESSEN, M. E. C. (Org.). **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. (Documentos, 1).

COOPER, R.; THOSS, V.; WATSON, H. Factors influencing the release of dissolved organic carbon and dissolved forms of nitrogen from a small upland headwater during autumn runoff events. **Hydrological Processes**, West Sussex, v. 21, p. 622-633, 2007.

COUWENBERG, J., DOMMAIN, R.; JOOSTEN, H. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in South-East Asia. **Global Change Biology**, West Sussex, v. 16, p. 1715-1732, 2010.

CROW, S. E.; WIEDER, R. K. Sources of CO₂ emission from a northern peatland: root respiration, exudation and decomposition. **Ecology**, Ithaca, v. 86, n. 7, p. 1825-1834, 2005.

DALAL, R. C.; ALLEN, D. E. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 56, p. 369-407, 2008.

DAVIDSON, E. A.; BELK, E.; BOONE, R. D. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. **Global Change Biology**, West Sussex, v. 4, p. 217-227, 1998.

DENMAN, K. L.; BRASSEUR, G.; CHIDTHAISONG, A.; CIAIS, P.; COX, P. M. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Climate change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Changes**. Cambridge, UK: University Press, 2007. p. 499-587.

EASTHOUSE, K. B.; MULDER, J.; CHRISTOPHERSEN, N.; SEIP, H. M. Dissolved organic carbon fractions in soil and stream water during variable hydrological conditions at Birkenes, Southern Norway. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 28, p. 1585-1596, 1992.

FIEDLER, S.; HÖLL, B. S.; FREIBAUER, A.; STAHR, K.; DRÖSTER, M. SCHLOTER, M.; JUNGKUNST, H. F. Particulate organic carbon (POC) in relation to other pore water carbon fractions in drained and rewetted fens in Southern Germany. **Biogeosciences**, Goettingen, v. 5, p. 1615-1623, 2008.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNSTEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D. W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D. C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHUTZ, M.; Van DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Climate change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Changes**. Cambridge, UK: University Press, 2007. p. 129-234.

FURUKAWA, Y.; INUBUSHI, K.; ALI, M.; ITANG, A. M.; TSURUTA, H. Effect of changing groundwater levels caused by land-use changes on greenhouse gas fluxes from tropical peat lands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 71, p. 81-91, 2005.

HADI, A.; INUBUSHI, K.; PURNOMO, E.; RAZIE, F.; YAMAKAWA, K.; TSURUTA, H. Effects of land-use changes on nitrous oxide (N₂O) emissions from tropical peatlands. **Chemosphere Global Change Science**, Oxford, v. 2, p. 347-358. 2000.

HIRANO, T.; SEGAH, H.; HARADA, T.; LIMIN, S.; JUNE, T.; HIRATA, R.; OSAKI, M. Carbon dioxide balance of a tropical peat swamp forest in Kalimantan, Indonesia. **Global Change Biology**, West Sussex, v. 13, n. 2, p. 412-425, 2007.

INUBUSHI, K.; FURUKAWA, Y.; HADI, A.; PURNOMO, E.; TSURUTA, H. Seasonal changes of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in relation to land-use changes in tropical peatlands located in coastal area of South Kalimantan. **Chemosphere**, Oxford, v. 52, p. 603-608, 2003.

INTERGOVERNMENTAL PANEL OF CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2007**: the physical science basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2007a.

INTERGOVERNMENTAL PANEL OF CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2007**: synthesis. Geneva: IPCC, 2007b. (Report IPCC Plenary XXVII, Valencia, Spain, 12-17 November 2007, Working Group contributions to the Fourth Assessment Report).

JANTALIA, C. P., SANTOS, H. P., URQUIAGA, S., BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, p. 161-173, 2008.

JAUHAINEN, J.; LIMIN, S.; SILVENNOINEN, H.; VASANDER, H. Carbon dioxide and methane fluxes in drained tropical peat before and after hydrological restoration. **Ecology**, Ithaca, v. 89, n. 12, p. 3503-3514, 2008.

JOHNSON, C. E.; DRISCOLL, C. T.; SICCAMI, T. G.; LIKENS, G. E. Element fluxes and landscape position in a northern hardwood forest watershed ecosystem. **Ecosystems**, New York, v. 3, p. 159-184, 2000.

JOOSTEN, H.; COUWENBERG, J. Peatlands and carbon. In: PARISH, F.; SIRIN, A.; CHARMAN, D.; JOOSTEN, H.; MINAYEVA, T.; SILVIUS, M.; STRINGER, L. (Ed.). **Assessment on peatlands, biodiversity and climate change**. Kuala Lumpur: Global Environment Centre, 2008. p. 99-117.

KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J. H.; MICHALZIK, B.; MATZNER, E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. **Soil Science**, Philadelphia, v. 165, n. 4, p. 277-307, 2000.

KOH, H. S.; OCHS, C. A.; YU, K. W. Hydrologic gradient and vegetation controls on CH₄ and CO₂ fluxes in a spring-fed forested wetland. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 630, p. 271-286, 2009.

LOHILA, A.; AURELA, M.; REGINA, K.; LAURILA, T. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: effects of soil and crop type. **Plant Soil**, The Hague, v. 251, p. 303-317, 2003.

MALJANEN, M.; MARTIKAINEN, P. J.; AALTONEN, H.; SILVOLA, J. Short-term variation in fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in cultivated and forested organic boreal soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 577-584, 2002.

MALJANEN, M.; KOMULAINEN, V. M.; HYTONEN, J.; MARTIKAINEN, P. J.; LAINE, J. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 1801-1808, 2004.

MARQUES, J. D. O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; FERREIRA, S. J. F. Variações do carbono orgânico dissolvido e de atributos físicos do solo sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Central. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 36, p. 611-622, 2012.

MOORE, T. R. Dissolved organic carbon: sources, sinks and fluxes and role in the soil carbon cycle. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil Processes Carbon Cycle**. Boca Raton: CRC press, 1998. p. 281-292.

MOORE, T. R.; DALVA, M. The influence of temperature and water-table position on carbon-dioxide and methane emission from laboratory columns of peat land soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 44, p. 641-664, 1993.

MOORE, T. R.; DALVA, M. Methane and carbon dioxide exchange potentials of peat soils in aerobic and anaerobic laboratory incubations. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 29, p. 1157-1164, 1997.

MOORE, T. R.; TURUNEN, J. Carbon accumulation and storage in mineral subsoil beneath peat. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 68, p. 690-

696, 2004.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 25/05/2012.

RAICH, J. W.; POTTER, C. S. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. **Global Biogeochemical Cycles**, Hoboken, v. 9, p. 23-36, 1995.

REDDY, K. R.; OSBORNE, T. Z.; INGLETT, K. S.; CORSTANJE, R. Soil Organic Matter Loss Rates as a Function of Water Level Relative to Soil Surface. In: REDDY, K. R.; OSBORNE, T. Z.; INGLETT, K. S.; CORSTANJE, R. (Ed.). **Influence of Water Levels on Subsidence of Organic Soils in the Upper St. Johns River Basin**. Gainesville: Wetland Biogeochemistry Laboratory Soil and Water Science Department University of Florida-IFAS, 2006. p. 36-77.

REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. **Biogeochemistry of wetlands: science and applications**. London: Taylor & Francis Group, 2008.

ROWSON, J. G.; WORRALL, F.; EVANS, M. G. Predicting soil respiration from peatlands. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 442, p. 397-404, 2013.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 76, p. 39-58, 2004.

SOIL SURVEY STAFF. **Soil survey manual**. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, 1951. (Handbook, No. 18).

TAKAHASHI, H.; SHIMADA, S.; IBIE, B.I.; USUP, A.; YUDHA; LIMIN, S.H. Annual changes of water balance and a drought index in a tropical peat swamp forest of Central Kalimantan, Indonesia. In: RIELEY, J. O.; PAGE, S. E.; SETIADI, B. (Ed.). **Proceedings of the International Symposium on Tropical Peatland: Peatlands for people: natural resource functions and sustainable management**. Jakarta: BPPT,

2002. p. 63-67.

TAKAHASHI, H.; USUP, A.; HAYASAKA, H.; LIMIN, S. H. Estimation of ground water level in a peat swamp forest as an index of peat/forest fire. In: OSAKI, M. et al. (Ed.). **Proceedings of the International Symposium on Land Management and Biodiversity in Southeast Asia**. Sapporo: Hokkaiko University. 2003. p. 311-314.

VON ARNOLD, K.; NILSSON, M.; HANELL, B.; WESLIEN, P.; KLEMEDTSSON, L. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 1059-1071, 2005.

WHITING, G. J.; CHANTON, J. P. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. **Tellus. Series B, Chemical Physical Meteorology**, Hoboken, v. 53, p. 521-528, 2001.

WOHLFART, T.; EXBRAYAT, J. F.; SCHELDE, K.; CHRISTEN, B.; DALGAARD, T.; FREDE, H. G.; BREUER, L. Spatial distribution of soils determines export of nitrogen and dissolved organic carbon from an intensively managed agricultural landscape. **Biogeosciences**, Goettingen, v. 9, p. 4513-4525, 2012.

YAMULKI, S.; ANDERSON, R.; PEACE, A.; MORISON, J. I. L. Soil CO₂, CH₄, and N₂O fluxes from an afforested lowland raised peatbog in Scotland: implications for drainage and restoration. **Biogeosciences Discussions**, Goettingen, v. 9, p. 7313-7351, 2012.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Organossolos, sob condições naturais, a despeito de constituírem-se em fontes perenes de emissão de metano, possuem elevado potencial de estocar grandes quantidades de carbono, bem como consumir óxido nitroso, funcionalidades ecológicas de elevada importância. Abrigam inúmeras espécies da flora e fauna, algumas endêmicas, armazenam/filtram expressivos volumes de água, contribuindo para a regularização de fluxos fluviais, além de contribuírem significativamente na redução de nitrato.

A drenagem dos mesmos, fato não incomum na região, transforma-os em fontes consideráveis de CO₂ e de N₂O, o que sabidamente aumenta o potencial de aquecimento global.

Portanto, estas áreas estão plenamente protegidas na proposição atual da lei ambiental, onde as mesmas constituem APPs – Áreas de Preservação Permanente, não devendo ser drenados.

6 RECOMENDAÇÕES

Para futuros trabalhos recomenda-se:

- determinar o potencial redox do solo por um período mínimo de 12 meses, devido às possíveis pequenas oscilações do freático durante as diferentes estações do ano;
- determinar a umidade gravimétrica e os teores de nitrato e de amônio, não só entre 0 a 10 cm, mas em profundidades maiores, que sejam compatíveis com as espessuras dos horizontes hísticos, devido à variação no conteúdo de carbono e no teor de água dos mesmos;
- caracterizar a matéria orgânica do solo, relacionando-a com especificidades fisionômicas e florísticas para melhor compreensão dos fluxos de gases;
- monitorar a redução do estoque de carbono do solo com maior frequência, coletando amostras em intervalos de tempo mais curtos;

- identificar e caracterizar as comunidades microbianas relacionadas com os fluxos de CO₂, CH₄ e de N₂O;
- utilizar passarelas para evitar a degradação do solo e da vegetação durante o esforço amostral intenso e recorrente.

ANEXOS

ANEXO 1 -	ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE.....	144
ANEXO 2 -	PERFIL DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE....	145
ANEXO 3 -	CONSTRUÇÃO DOS DRENOS. a) COLOCAÇÃO DE PRANCHÕES DE EUCALIPTO SOBRE O SOLO PARA QUE O TRATOR DE ESTEIRA NÃO ATOLASSE; b) ABERTURA DOS DRENOS COM A RETROESCAVADEIRA; c) DIMENSÕES DOS DRENOS; E d) VISTA DA ÁREA DRENADA.....	145
ANEXO 4 -	DATA DAS COLETAS DOS GASES, ESTAÇÃO DO ANO, NÚMERO DE DIAS A PARTIR DO INÍCIO DO EXPERIMENTO, INTERVALO DE DIAS ENTRE AS COLETAS, NÚMERO DA SEMANA DE CADA MÊS E ANO DE ESTUDO.....	146
ANEXO 5 -	CÂMARAS COLETORAS DE AMOSTRAS DE AR. a) BASE DA CÂMARA COM CANALETA PREENCHIDA COM ÁGUA; b) PORÇÃO DA BASE QUE FICA ACIMA (10 cm) E ABAIXO (15 cm) DO SOLO; c) VENTILADOR (PEÇA BRANCA) PARA HOMOGEINIZAR A AMOSTRA DE AR NO INSTANTE DA COLETA; E d) CÂMARA SOBRE A BASE NO MOMENTO DAS COLETAS DE AMOSTRAS DE AR.....	147
ANEXO 6 -	TEMPERATURA MÉDIA SEMANAL E PRECIPITAÇÃO ACUMULADA SEMANAL ENTRE SETEMBRO DE 2010 E OUTUBRO DE 2012.....	148
ANEXO 7 -	FLUXOS DE CH ₄ , N ₂ O E CO ₂ EM ORGANOSSOLO DRENADO E NATURAL, PONTA GROSSA, PR.....	150
ANEXO 8 -	ALTURA DO NÍVEL FREÁTICO E UMIDADE GRAVIMÉTRICA DO SOLO (NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm) EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR.....	151
ANEXO 9 -	POTENCIAL REDOX (mV) POR COLETA, NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE E NATURAL	152
ANEXO 10 -	FLUXO ACUMULADO DE METANO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR.....	153
ANEXO 11 -	TEOR DE N-NH ₄ ⁺ (a) E N-NO ₃ ⁻ (b) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm, EM CADA COLETA, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE.....	154
ANEXO 12 -	FLUXO ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR.....	155
ANEXO 13 -	TEORES DE CARBONO (g/kg) NOS HORIZONTES H1 A H5 NO ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE, EM FUNÇÃO DO TEMPO DE DRENAGEM.....	155
ANEXO 14 -	FLUXO ACUMULADO DE DIÓXIDO DE CARBONO, POR	

ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSOLO NATURAL E
DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR..... 155

ANEXO 1 - ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO TÍPICO
RELEVO PLANO FASE ESTEPE HIDRÓFILA DE ALTITUDE

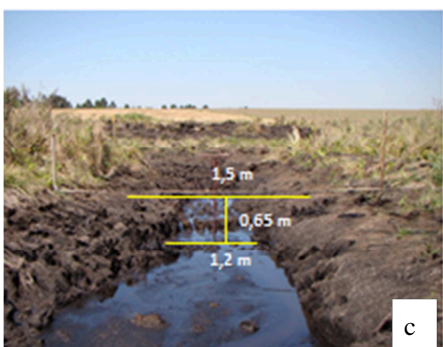
Horizonte		Composição Granulométrica g/kg			Densidade do Solo - kg/dm ³		Porosidade Volumétrica Total - %
Sím- bolo	Profun- didade (cm)	Areia	Silte	Argila	Tempo zero	26 meses	
H1	0-20	19 (4-46) 3	854(834-892)3	127(100-160)3	0,15(0,10-0,17)9	0,16(0,15-0,17)4	95(93-99)9
H2	20-40	104(10-324)4	776(516-896)4	120(80-160) 4	0,21(0,20-0,22)9	0,22(0,22-0,23)4	92(91-94)9
H3	40-60	251(80-464)4	630(456-800)4	120(80-180) 4	0,47(0,39-0,53)9	0,44(0,42-0,45)4	82(79-87)9
H4	60-80	353(260-469)4	475(324-592)4	165(120-180)4	0,58(0,55-0,61)9	0,51(0,51-0,52)4	78(77-80)9
H5	80-100	214 (1)	666 (1)	120 (1)	0,50(0,48-0,52)3	0,52(0,50-0,61)4	81(81)3
Cg1	100-110	114 (1)	646 (1)	240 (1)	-	-	-
Horiz- zonte	Permeabilidade Saturada - cm/h		pH H ₂ O (1:2,5)		Complexo Sortivo - cmol _c /kg		
	Tempo zero	26 meses			Ca ⁺² + Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺
H1	72 (4-384) 9	276(204-399)4	5,0 (4,7-5,3) 5	5	1,92 (1,0-2,6) 5	0,39 (0,13-0,49) 5	0,27 (0,12-0,52) 5
H2	25 (2-53) 9	7 (3-12) 4	5,3 (5,2-5,5) 5	5	0,48 (0,1-1,0) 5	0,07 (0,01-0,13) 5	0,03 (0,01-0,09) 5
H3	13 (1-27) 9	28 (0,9-64) 4	5,3 (5,0-5,6) 5	5	0,24 (0,0-0,6) 5	0,02 (0,01-0,03) 5	0,01 (0,01-0,01) 5
H4	36 (0,5-112) 9	12 (2-18) 4	5,1 (5,0-5,3) 4	4	0,17 (0,0-0,2) 4	0,02 (0,01-0,02) 4	0,01 (0,01-0,01) 4
H5	21 (0,5-60) 3	14 (2-30) 4	5,0 (4,9-5,0) 2	2	0,10 (0,0-0,2) 2	0,04 (0,01-0,06) 2	0,01 (0,01-0,01) 2
Cg1	-	-	5,2 (5,0-5,3) 2	2	0,15 (0,1-0,2) 2	0,03 (0,02-0,04) 2	0,01 (0,01-0,01) 2
Horiz- zonte	Complexo Sortivo - cmol _c /kg				Valor V sat. por Bases - %		100.Al ⁺³ /S + Al ⁺³ - %
	Valor S	Al ⁺³	H ⁺	Valor T			
H1	2,56 (1,2-3,2)5	3,48 (2,7-4,1)5	46,2 (39,7-50,0)5	52,2 (46,2-55,3)5	4,80 (2,0-6,0) 5		58 (48-77) 5
H2	0,56 (0,1-1,1)5	3,34 (2,6-4,2)5	49,9 (35,0-62,3)5	53,8 (37,7-66,1)5	0,93 (0,27-2,0) 5		87 (77-96) 5
H3	0,24 (0,1-0,6)5	2,90 (2,3-3,5)5	37,2 (24,1-57,9)5	40,3 (24,7-62,0)5	0,68 (0,0-1,0) 5		93 (85-100)5
H4	0,17 (0,0-0,2)4	2,75 (2,3-3,5)4	22,6 (18,7-27,2)4	25,4 (21,1-29,9)4	0,62 (0,0-1,0) 4		96 (93-100)4
H5	0,15 (0,0-0,3)2	3,05 (2,2-3,9)2	25,0 (24,6-25,4)2	28,2 (27,6-28,8)2	0,50 (0,0-1,0) 2		97 (93-100)2
Cg1	0,15 (0,1-0,2)2	2,15 (1,8-2,5)2	16,7 (16,0-17,3)2	19,0 (18,7-19,2) 2	1,00 (1,00-1,00) 2		94 (93-95) 2
Horiz- zonte	Carbono (orgânico) - g/kg			N - g/kg	C/N		
	Tempo zero	26 meses					
H1	276,32 (266,60 - 285,20) 5	194,00 (179,20 - 204,00) 3		20,40 (18,10 - 22,40) 5	14 (13 - 15) 5		
H2	281,40 (235,90 - 307,40) 5	169,30 (100,70 - 207,90) 3		19,06 (14,70 - 21,60) 5	15 (14 - 16) 5		
H3	186,96 (103,40 - 270,30) 5	170,40 (101,20 - 205,40) 3		11,32 (5,10 - 18,30) 5	18 (15 - 21) 5		
H4	90,43 (85,50 - 97,40) 4	119,20 (99,80 - 131,30) 3		3,95 (3,30 - 4,90) 4	23 (19 - 26) 4		
H5	99,50 (81,4 - 117,6) 2	122,10 (103,40 - 134,80) 3		3,90 (3,60 - 4,20) 2	26 (23 - 28) 2		
Cg1	52,75 (45,5 - 60,0) 2	-		2,50 (2,30 - 2,70) 2	21 (20 - 22) 2		

O primeiro número antes do parêntese refere-se a média; os números entre parênteses correspondem aos valores mínimos e máximos, respectivamente e o número após o parêntese indica o número de observações que compôs a média. Valor S = soma de bases. Valor T = capacidade de troca de cátions.

ANEXO 2 - PERFIL DO ORGANOSSOLO HÁPLICO SÁPRICO RELEVO PLANO FASE ESTEPE
HIDRÓFILA DE ALTITUDE



ANEXO 3 - CONSTRUÇÃO DOS DRENOS. a) COLOCAÇÃO DE PRANCHÕES DE EUCALIPTO SOBRE O SOLO PARA QUE O TRATOR DE ESTEIRA NÃO ATOLASSE; b) ABERTURA DOS DRENOS COM A RETROESCAVADEIRA; c) DIMENSÕES DOS DRENOS; E d) VISTA DA ÁREA DRENADA



ANEXO 4 - DATA DAS COLETAS DOS GASES, ESTAÇÃO DO ANO, NÚMERO DE DIAS A PARTIR DO INÍCIO DO EXPERIMENTO, INTERVALO DE DIAS ENTRE AS COLETAS, NÚMERO DA SEMANA DE CADA MÊS E ANO DE ESTUDO

Coletas	Data	Estação	Número de dias	Intervalos entre as coletas	Semana do mês	Etapas do estudo
1	10/09/2010		1	-	s2	
2	13/09/2010	Inverno	4	3	s2	
3	17/09/2010		8	4	s3	
4	23/09/2010		14	6	s4	
5	04/10/2010		25	11	s1	
6	25/10/2010	primavera	46	21	s4	
7	22/11/2010		74	28	s4	
8	20/12/2010		102	28	s3	Ano 1
9	01/02/2011	Verão	145	43	s1	
10	10/03/2011		182	37	s2	
11	04/04/2011		207	25	s1	
12	02/05/2011	Outono	235	28	s1	
13	30/05/2011		263	28	s4	
14	27/06/2011		291	28	s4	
15	28/07/2011	Inverno	322	31	s4	
16	29/08/2011		354	32	s4	
17	26/09/2011		381	28	s4	
18	24/10/2011	primavera	410	28	s4	
19	28/11/2011		445	35	s4	
20	04/01/2012		482	37	s1	
21	02/02/2012	Verão	511	29	s1	
22	08/03/2012		546	35	s2	
23	03/04/2012		572	26	s1	Ano 2
24	03/05/2012	Outono	602	30	s1	
25	13/06/2012		643	41	s2	
26	13/07/2012		673	30	s2	
27	14/08/2012	inverno	705	32	s2	
28	14/09/2012		736	31	s2	
29	16/10/2012	primavera	768	32	s3	

s1 a s4 = semana 1 a semana 4 de cada mês.

ANEXO 5 - CÂMARAS COLETORAS DE AMOSTRAS DE AR. a) BASE DA CÂMARA COM CANALETA PREENCHIDA COM ÁGUA; a) PORÇÃO DA BASE QUE FICA ACIMA (10 cm) E ABAIXO (15 cm) DO SOLO; c) VENTILADOR (PEÇA BRANCA) PARA HOMOGENEIZAR A AMOSTRA DE AR NO INSTANTE DA COLETA; E d) CÂMARA SOBRE A BASE NO MOMENTO DAS COLETAS DE AMOSTRAS DE AR



ANEXO 6 - TEMPERATURA MÉDIA SEMANAL E PRECIPITAÇÃO ACUMULADA SEMANAL ENTRE SETEMBRO DE 2010 E OUTUBRO DE 2012

Etapa do estudo	Ano	Mês/semana	Temperatura média semanal (°C)	Precipitação acumulada semanal (mm)
Ano 1	2010	set s1	18,1	2,2
		set s2	18,2	3,6
		set s3	15,5	6,4
		set s4	19	34,2
		out s1	15,5	69,8
		out s2	14,5	12,2
		out s3	18	43,9
		out s4	18,4	11,7
		nov s2	17,9	12,6
		nov s3	18,8	8,6
		nov s4	21,8	64
		dez s1	19,9	59
		dez s2	20,1	57,4
		dez s3	20,1	68,4
		dez s4	21,4	17,6
		2011	jan s1	21,5
	jan s2		22	99,6
	jan s3		21,9	51,8
	jan s4		20,1	192
	fev s1		21,9	51,8
	fev s2		22,2	78,8
	fev s3		21,3	27,2
	fev s4		22	6,6
	mar s1		18,4	0,4
	mar s2		20,6	9
	mar s3		18,8	0
	mar s4		20,9	60,4
	abr s1		18,7	34,8
	abr s2		17,9	13,2
	abr s3		20,4	40,2
	abr s4		17,6	13
	mai s1		15	1,6
mai s2	17,5		7,4	
mai s3	12,7		18,4	
mai s4	14,1		0,4	
jun s1	12,6	26,2		
jun s2	10,4	38		
jun s3	17,1	0		
jun s4	12,4	65		
jul s1	10,3	51,6		
jul s2	16,6	0,2		
jul s3	17,9	47,2		
jul s4	15,7	119,2		
ago s1	11,7	87		
2011	ago s2	16,7	28,8	
	ago s3	14,7	105,8	
	ago s4	15,9	31,2	
	set s1	14,2	30,4	
	set s2	14,9	12,6	
	set s3	16,3	1	
	set s4	14,4	7,6	
	out s1	19,5	9,2	
Ano 2				

Etapa do estudo	Ano	Mês/semana	Temperatura média semanal (°C)	Precipitação acumulada semanal (mm)
		out s2	19,1	78,6
		out s3	16,3	23,6
		out s4	18,4	52,4
		nov s1	16,5	0
		nov s2	19,6	30,4
	2011	nov s3	16,4	24,8
		nov s4	19,6	8
		dez s1	19,5	6,6
		dez s2	20,3	63,8
		dez s3	21,5	0,2
		dez s4	20,5	61,6
		jan s1	20,5	67,6
		jan s2	20,3	44,4
		jan s3	20,9	57
		jan s4	20,1	31
		fev s1	24,7	0
		fev s2	21,0	28,6
		fev s3	22,0	10,4
		fev s4	21,6	108,4
		mar s1	22,4	0
		mar s2	22,2	0
		mar s3	19,2	37,2
		mar s4	18,3	85,8
		abr s1	19,8	4,2
		abr s2	20,3	62,6
		abr s3	18,3	9
Ano 2		abr s4	15,6	120,6
		mai s1	14,3	0,4
		mai s2	16,2	20,4
	2012	mai s3	14,3	12,8
		mai s4	16,6	71,2
		jun s1	14,6	149
		jun s2	13,4	40
		jun s3	14,4	39,2
		jun s4	14,5	1,8
		jul s1	17	24,6
		jul s2	11,7	15
		jul s3	10,3	12,4
		jul s4	17,1	9
		ago s1	17,1	0
		ago s2	17,4	0
		ago s3	18,2	0
		ago s4	16,4	6,4
		set s1	17,6	0
		set s2	20,5	7,6
		set s3	20,2	37
		set s4	13,6	23
		out s1	21,2	2,4
		out s2	17,9	19,4
		out s3	19,1	18,8

s1 a s4 = semana 1 à semana 4.

ANEXO 7 - FLUXOS DE CH₄, N₂O E CO₂ EM ORGANOSSOLO DRENADO E NATURAL, PONTA GROSSA, PR

Coletas	CH ₄ (µg m ⁻² h ⁻¹) (a)		N ₂ O (µg m ⁻² h ⁻¹) (b)		CO ₂ (mg m ⁻² h ⁻¹) (c)	
	Drenado	Natural	Drenado	Natural	Drenado	Natural
1	268,91 Aa	238,01 A e	2,34 Ab	-2,02 Aa	581,01 Aabcde	433,18 Aabcd
2	-38,93 Bb	377,24 A e	14,47 Aab	-15,60 Ba	612,77 Aabcde	423,32 Aabcd
3	-98,71 Bb	438,80 A e	2,89 Ab	-12,04 Ba	529,94 Aabcde	436,14 Aabcd
4	-96,11 Bb	643,83 A cde	3,33 Ab	-13,09 Aa	585,85 Aabcde	479,37 Aabcd
5	-74,55 Bb	371,18 A e	-0,70 Ab	-10,08 Ba	423,66 A cde	301,77 A bcd
6	-110,00 Bb	375,55 A e	1,26 Ab	-9,77 Aa	575,29 Aabcde	503,85 Aabcd
7	-98,71 Ab	890,66 A cde	6,62 Ab	-26,84 Aa	828,97 Aabcd	739,14 Aabc
8	-117,61 Bb	723,05 A cde	2,63 Ab	-9,35 Aa	1017,74 Aa	816,32 Aa
9	-112,05 Bb	1605,95 A bcde	15,72 Aab	-29,24 Aa	985,20 Aab	849,88 Aa
10	-112,07 Bb	2800,34 A abcde	4,30 Ab	-16,60 Aa	997,30 Aa	819,32 Aa
11	-110,69 Bb	2849,85 A abcde	3,14 Ab	-7,22 Aa	900,38 Aabc	717,77 Aabcd
12	-99,11 Bb	2114,12 A abcde	2,30 Ab	-12,24 Ba	508,70 Aabcde	467,88 Aabcd
13	-88,62 Bb	1468,88 A bcde	17,97 Aab	-13,93 Aa	339,30 A de	285,30 A cd
14	-84,72 Bb	558,75 A de	0,19 Ab	-14,11 Aa	271,31 A e	244,16 A d
15	-92,58 Bb	1419,32 A bcde	20,57 Aab	1,60 Aa	464,89 A bcde	410,20 Aabcd
16	-117,04 Ab	1165,56 A bcde	38,18 Aab	-9,98 Aa	591,11 Aabcde	502,93 Aabcd
17	-146,44 Bb	1279,87 A bcde	12,39 Aab	-1,87 Ba	805,85 Aabcd	549,88 Aabcd
18	-102,62 Bb	2293,06 A abcde	12,96 Aab	-4,35 Ba	886,32 Aabc	721,12 Aabcd
19	-115,92 Bb	2795,39 A abcde	22,65 Aab	-3,48 Ba	1010,79 Aa	854,01 Aa
20	-213,98 Bb	4086,89 A abcd	45,62 Aab	-26,67 Ba	881,20 Aabc	870,44 Aa
21	-134,90 Bb	4521,24 A ab	21,50 Aab	-5,94 Ba	736,22 Aabcde	794,12 Aab
22	-239,00 Bb	5365,22 A a	15,35 Aab	-29,54 Aa	739,52 Aabcde	842,41 Aa
23	-156,54 Bb	2289,38 A abcde	14,65 Aab	-0,13 Ba	661,68 Aabcde	724,57 Aabcd
24	-91,27 Bb	1058,04 A bcde	54,94 Aa	-6,58 Ba	343,33 A de	431,14 Aabcd
25	-66,13 Bb	940,62 A cde	55,72 Aa	-6,37 Ba	443,54 A cde	483,94 Aabcd
26	-92,13 Bb	918,08 A cde	19,47 Aab	-2,49 Ba	237,94 A e	291,71 A cd
27	-136,93 Bb	1522,59 A bcde	26,16 Aab	-0,81 Ba	395,02 A cde	535,17 Aabcd
28	-152,64 Bb	2597,84 A abcde	28,37 Aab	-5,60 Ba	508,36 Aabcde	731,02 Aabcd
29	-242,44 Bb	4173,96 A abc	16,77 Aab	-31,24 Aa	418,99 B cde	637,51 Aabcd

Para cada gás em separado, médias seguidas por letras maiúsculas iguais, na linha, indicam não haver diferença significativa entre o Organossolo drenado e o natural em cada coleta. Ainda para cada gás e para os Organossolos drenado e natural separados, médias seguidas por letras minúsculas iguais, na coluna, indicam não haver diferença significativa entre as coletas. Em ambos os casos as diferenças foram obtidas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

ANEXO 8 - ALTURA DO NÍVEL FREÁTICO E UMIDADE GRAVIMÉTRICA DO SOLO (NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm) EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR

Coletas	a) Nível freático (cm)		b) Umidade gravimétrica (kg kg ⁻¹)	
	Drenado	Natural	Drenado	Natural
1	-25,00 Ba	-4,25 Aabcde	9,09 Ba	10,77 Aa
2	-49,00 B bcd	-5,75 Aabcdef	6,23 B bc	10,82 Aa
3	-64,75 B e	-6,50 Aabcdef	6,80 A b	10,63 Aa
4	-60,75 B de	-8,25 A bcdef	5,80 A bcd	7,62 Aa
5	-45,50 B bc	-4,00 Aabcde	6,16 B bc	11,72 Aa
6	-63,00 B e	-15,50 A gh	5,55 B bcdef	9,87 Aa
7	-41,75 B b	-11,00 A efgh	6,34 A bc	8,77 Aa
8	-62,75 B de	-16,25 A h	5,63 B bcde	7,84 Aa
9	-60,00 B de	-9,50 A defgh	5,21 B bcdef	8,56 Aa
10	-62,00 B de	-5,00 Aabcde	5,02 B bcdef	10,87 Aa
11	-60,50 B de	-4,00 Aabcde	5,86 B bcd	10,45 Aa
12	-61,25 B de	-3,50 Aabcd	4,71 B cdef	9,23 Aa
13	-62,25 B de	-5,50 Aabcdef	4,83 B bcdef	10,51 Aa
14	-61,25 B de	-9,50 A defgh	5,47 B bcdef	10,00 Aa
15	-61,50 B de	-6,25 Aabcdef	4,89 B bcdef	10,96 Aa
16	-60,50 B de	-1,00 Aab	5,00 B bcdef	9,52 Aa
17	-59,50 B de	0,25 Aa	4,48 B cdef	9,69 Aa
18	-59,75 B de	0,25 Aa	4,57 B cdef	10,58 Aa
19	-59,50 B de	-1,25 Aabc	4,00 B def	9,82 Aa
20	-61,00 B de	-3,00 Aabcd	4,41 B cdef	11,91 Aa
21	-60,25 B de	-7,25 A bcdef	4,57 B cdef	9,91 Aa
22	-61,25 B de	-8,50 A cdefg	3,57 B f	10,48 Aa
23	-64,50 B e	-14,75 A gh	4,44 B cdef	9,20 Aa
24	-59,00 B cde	-12,75 A fgh	4,70 B cdef	8,37 Aa
25	-54,00 B bcde	-4,25 Aabcde	3,94 B def	10,75 Aa
26	-54,75 B bcde	-1,50 Aabc	3,72 B ef	11,25 Aa
27	-55,25 B bcde	-2,00 Aabc	4,45 B cdef	8,10 Aa
28	-59,00 B cde	-2,25 Aabcd	4,09 B def	8,77 Aa
29	-60,50 B de	-5,25 Aabcde	4,35 B cdef	8,67 Aa

Para cada gás em separado, médias seguidas por letras maiúsculas iguais, na linha, indicam não haver diferença significativa entre o Organossolo drenado e o natural em cada coleta. Ainda para cada gás e para o Organossolos drenado e natural separados, médias seguidas por letras minúsculas iguais, na coluna, indicam não haver diferença significativa entre as coletas. Em ambos os casos as diferenças foram obtidas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

ANEXO 9 - POTENCIAL REDOX (mV) POR COLETA, NAS PROFUNDIDADES DE 5, 10, 15, 20, 30 E 40 cm, EM ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE E NATURAL

Coleta 24			Coleta 28		
Profundidade	Drenado	Natural	Profundidade	Drenado	Natural
-----cm-----	-----mV-----		-----cm-----	-----mV-----	
5	282 Aa <i>fa</i>	267 Aa <i>fa</i>	5	127 Aa <i>m</i>	-110 Ab <i>fo</i>
10	309 Aa <i>fa</i>	221 ABb <i>fa</i>	10	142 Aa <i>m</i>	-107 Ab <i>fo</i>
15	314 Aa <i>fa</i>	169 Bb <i>m</i>	15	168 Aa <i>m</i>	-115 Ab <i>fo</i>
20	310 Aa <i>fa</i>	139 Bb <i>m</i>	20	184 Aa <i>m</i>	-118 Ab <i>fo</i>
-	-	-	30	197 Aa <i>m</i>	-120 Ab <i>fo</i>
-	-	-	40	157 Aa <i>m</i>	-128 Ab <i>fo</i>

Coleta 25			Coleta 29		
Profundidade	Drenado	Natural	Profundidade	Drenado	Natural
-----cm-----	-----mV-----		-----cm-----	-----mV-----	
5	323 Aa <i>fa</i>	166 Ab <i>m</i>	5	153 Aa <i>m</i>	14 Ab <i>m</i>
10	286 Aa <i>fa</i>	133 Ab <i>m</i>	10	120 Aa <i>m</i>	-64 ABb <i>m</i>
15	281 Aa <i>fa</i>	29 Bb <i>m</i>	15	121 Aa <i>m</i>	-144 BCb <i>fo</i>
20	274 Aa <i>fa</i>	-29 Bb <i>m</i>	20	135 Aa <i>m</i>	-157 BCb <i>fo</i>
30	253 Aa <i>fa</i>	-53 Bb <i>m</i>	30	124 Aa <i>m</i>	-177 Cb <i>fo</i>
40	235 Aa <i>fa</i>	-64 Bb <i>m</i>	40	128 Aa <i>m</i>	-178 Cb <i>fo</i>

Coleta 26		
Profundidade	Drenado	Natural
-----cm-----	-----mV-----	
5	368 Aa <i>fa</i>	184 Ab <i>m</i>
10	363 Aa <i>fa</i>	172 Ab <i>m</i>
15	362 Aa <i>fa</i>	158 Ab <i>m</i>
20	367 Aa <i>fa</i>	115 ABb <i>m</i>
30	339 Aa <i>fa</i>	33 BCb <i>m</i>
40	304 Aa <i>fa</i>	2 Cb <i>m</i>

Em cada coleta, letras maiúsculas iguais nas colunas, indicam não haver diferença significativa no potencial redox entre as profundidades, no mesmo tratamento pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Em cada coleta, letras minúsculas iguais nas linhas, indicam não haver diferença significativa no potencial redox entre os tratamentos na mesma profundidade pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). *fa* = fracamente reduzido; *m* = moderadamente reduzido; *fo* = fortemente reduzido, correspondem aos estados de redução do solo, adaptado de Tian-Yen (1985).

ANEXO 10 - FLUXO ACUMULADO DE METANO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR

Estação do ano	Organossolo natural (kg ha⁻¹)	Organossolo drenado (kg ha⁻¹)
inverno 2010	1,28 A b	-0,11 Ba
primavera 2010	12,90 A b	-2,12 Bab
verão 2010/11	36,81 A b	-2,37 B b
outono 2011	40,21 A b	-2,05 Bab
inverno 2011	24,66 A b	-2,27 Bab
primavera 2011	54,60 Aab	-2,70 B b
verão 2011/12	100,1 Aa	-4,20 B b
outono 2012	33,20 A b	-2,30 Bab
inverno 2012	29,80 A b	-2,40 B b
Total		
total ano 1	115,86 A b	-8,90 Ba
total ano 2	217,60 Aa	-11,70 Ba

Letras maiúsculas iguais na linha indicam não haver diferença significativa entre o Organossolo natural e o drenado em cada estação; Letras minúsculas iguais na coluna indicam não haver diferença significativa entre as estações dentro de cada tratamento. Em ambos os casos, a comparação entre médias foi realizada pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

ANEXO 11 - TEOR DE $N-NH_4^+$ (a) E DE $N-NO_3^-$ (b) NA PROFUNDIDADE DE 0 A 10 cm, EM CADA COLETA, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE

N-NH₄⁺ (a)			N-NO₃⁻ (b)		
Coletas	Tratamentos		Coletas	Tratamentos	
	drenado	natural		drenado	natural
	-----mg kg ⁻¹ -----			-----mg kg ⁻¹ -----	
26	194 A a	148 B bc	26	152 A a	78 B bcde
25	155 A ab	177 A ab	29	127 A ab	140 A a
29	140 A abc	106 A bcdef	25	88 A bc	97 A abc
3	125 A abcd	101 A bcdef	24	71 B bcd	128 A ab
27	118 B abcde	245 A a	28	70 A bcd	76 A bcde
9	117 A abcde	121 A bcd	16	68 A bcd	42 A cde
8	115 A bcdef	122 A bcd	19	67 A bcd	55 A cde
6	112 A bcdefg	98 A cdef	27	57 A cd	88 A abcd
7	110 A bcdefgh	117 A bcde	11	47 A cd	40 A cde
5	101 A bcdefgh	96 A cdef	6	39 A cd	37 A cde
4	101 A bcdefgh	66 A def	17	37 A cd	36 A de
2	95 A bcdefgh	91 A cdef	7	37 A cd	40 A cde
24	84 A bcdefgh	92 A cdef	8	35 A cd	29 A de
28	75 A cdefgh	103 A bcdef	18	35 A cd	56 A cde
10	68 A cdefgh	45 A def	9	34 A cd	32 A de
16	61 A defgh	38 A f	15	32 A cd	26 A e
11	58 A defgh	56 A def	3	31 A cd	25 A e
13	53 A defgh	47 A def	14	29 A cd	31 A de
17	50 A defgh	39 A f	13	27 A cd	25 A e
18	45 A efgh	36 A f	10	27 A cd	34 A de
12	41 A efgh	43 A ef	4	26 A d	22 A e
14	39 A fgh	14 A f	12	25 A d	28 A de
15	38 A gh	37 A f	5	25 A d	34 A de
1	36 A gh	55 A def	2	25 A d	25 A e
19	35 A h	30 A f	1	22 A d	19 A e

Letras maiúsculas iguais, nas linhas, após as médias, indicam não haver diferença significativa entre o solo natural e o drenado em cada uma das coletas, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Letras minúsculas diferentes, nas colunas, indicam haver diferença significativa entre as coletas dentro do mesmo tratamento, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Os dados das coletas 20 a 23 foram perdidos. Os valores $N-NH_4^+$ e de $N-NO_3^-$ foram calculados com base no, peso úmido devido a natureza hidromórfica dos Organossolos estudados.

ANEXO 12 - FLUXO ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR

Estação do ano	Organossolo natural (kg ha ⁻¹)	Organossolo drenado (kg ha ⁻¹)
inverno 2010	-0,0348 Ba	0,0174 A b
primavera 2010	-0,3252 Aa	0,0624 A b
verão 2010/11	-0,4243 Aa	0,188 A b
outono 2011	-0,2496 Ba	0,1424 A b
inverno 2011	-0,1146 Aa	0,4571 Aab
primavera 2011	-0,1168 Ba	0,4253 Aab
verão 2011/12	-0,4095 Ba	0,592 Aab
outono 2012	-0,1195 Ba	0,9141 Aa
inverno 2012	-0,0513 Ba	0,5026 Aab
Total		
total ano 1	-1,1486 Ba	0,8674 A b
total ano 2	-0,697 Ba	2,4341 Aa

Letras maiúsculas iguais na linha indicam não haver diferença significativa entre o Organossolo natural e o drenado em cada estação; Letras minúsculas iguais na coluna indicam não haver diferença significativa entre as estações dentro de cada tratamento, em ambos os casos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

ANEXO 13 - TEORES DE CARBONO (g/kg) NOS HORIZONTES H1 A H5 NO ORGANOSSOLO DRENADO ARTIFICIALMENTE EM FUNÇÃO DO TEMPO DE DRENAGEM

Tempo de drenagem (meses)	Horizontes				
	H1	H2	H3	H4	H5
1	276,3 AB a	281,4 A a	186,9 A ab	90,4 C b	99,5 C b
14	305,1 A a	292,5 A a	199,4 A ab	87,4 C b	95,8 C b
20	284,4 AB a	295,5 A a	184,3 A b	-	-
26	194,0 B a	169,3 B a	170,4 A a	119,2 A a	122,1 A a

Letras maiúsculas iguais nas colunas indicam não haver diferença significativa entre os tempos de drenagem no mesmo horizonte. Letras minúsculas iguais nas linhas indicam não haver diferença significativa entre os horizontes para o mesmo tempo de drenagem. Em ambos os casos, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

ANEXO 14 - FLUXO ACUMULADO DE DIÓXIDO DE CARBONO, POR ESTAÇÃO E ANUAL, EM ORGANOSSOLO NATURAL E DRENADO ARTIFICIALMENTE, PONTA GROSSA, PR

Estação do ano	Organossolo drenado (kg ha ⁻¹)	Organossolo natural (kg ha ⁻¹)
inverno 2010	1.633,2 A d	1.270,8 A d
primavera 2010	14.773,2 A ab	12.464,1 A abc
verão 2010/11	20.806,2 A a	17.334,3 A ab
outono 2011	11.349,1 A bc	9.611,8 A bc
inverno 2011	11.096,5 A bc	8.678,3 A cd
primavera 2011	20.426,8 A a	16.245,9 A abc
verão 2011/12	17.625,6 A ab	18.534,6 A a
outono 2012	10.302,5 A bc	11.780,3 A abc
inverno 2012	7.206,9 A cd	9.617,6 A bc
Total		
total ano 1	59.658 Aa	49.359 Aa
total ano 2	55.564 Aa	56.178 Aa

Letras maiúsculas iguais na linha indicam não haver diferença significativa entre o Organossolo natural e o drenado em cada estação; Letras minúsculas iguais na coluna indicam não haver diferença significativa entre as estações dentro de cada tratamento, em ambos os casos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).