

Produção de Gases de Efeito Estufa (CH₄ e CO₂) em Banhados Temporários Subtropicais

Eliete Regina Bertazzo Canterle, Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues,
Ângela Hamester e David da Motta Marques

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS

ecanterle@terra.com.br, luciarrodrigues@gmail.com, angelahamester@yahoo.com.br, dmm@iph.ufrgs.br

Recebido: 22/09/09 – revisado: 20/04/10 – aceito: 09/07/10

RESUMO

Banhados temporários são ecossistemas alternativos formados em decorrência de irrigação de extensas áreas utilizadas para o cultivo de arroz. Essas áreas, como os demais banhados, são consideradas emissoras potenciais de gases de efeito estufa. O objetivo desse estudo foi avaliar a capacidade dos banhados temporários em produzir gases contribuintes do efeito estufa (CH₄ e CO₂) em duas áreas de cultivo de arroz irrigado, uma área com solo arenoso e outra área com solo argiloso. Os valores médios observados para a produção de CH₄ foram mais elevados na área arenosa, quando comparados com a área argilosa. Essa área apresentou taxas de produção de CO₂ mais elevadas, quando comparados com a área arenosa. No entanto, a análise simultânea da produção de CH₄ e de CO₂ mostrou diferença significativa ($p < 0,05$), através de análise de variância, nas incubações de 5 dias, na área argilosa. De acordo com a área cultivada de ambas as quadras, os valores médios de produção de gases foram de 7,9 g CH₄-C ha⁻¹ ano⁻¹ e de 81,6 g CO₂-C ha⁻¹ ano⁻¹ no sedimento da área arenosa. A área argilosa obteve uma produção de 5,0 g CH₄-C ha⁻¹ ano⁻¹ e de 99,5 g CO₂-C ha⁻¹ ano⁻¹. Os dados obtidos evidenciam que alterações nos ecossistemas, mesmo que por um período determinado de tempo como, por exemplo, a formação de banhados temporários, torna esses locais importantes emissores de gases que contribuem para a formação do efeito estufa, em áreas subtropicais.

Palavras-chave: banhados temporários, sedimento, CH₄, CO₂.

INTRODUÇÃO

Em áreas tropicais e temperadas, muitos banhados naturais estão sendo transformados em campos de cultivo de arroz. Esses ecossistemas começaram a ser estudados, nos últimos anos, em virtude de seu grande potencial para emissão de gases contribuintes do efeito estufa, decorrentes do seu permanente alagamento (Allen Jr. et al, 2003; Roehm, 2005).

O sedimento dos campos de arroz apresenta as condições ideais para o processo de metanogênese (Roehm, 2005), onde os microrganismos responsáveis por esse processo convertem uma faixa relativamente estreita de substratos simples à metano (Zinder, 1998). O sedimento dessas áreas alagadas é caracterizado pela presença de uma zona anaeróbica subsuperficial produtora de metano, e de uma zona superficial aeróbica de oxidação desse gás (Whalen, 2005). A emissão de metano constitui o resultado líquido de processos bacterianos opostos: produção em microambientes anaeróbios (realizado

por organismos metanogênicos) e consumo e oxidação em microambientes aeróbios (realizado por organismos metanotróficos), ambos ocorrendo sequencialmente e coincidentemente nesses ambientes alagados (Neue, 1997). Em torno de 20 a 40% do metano produzido no solo anaeróbico dos banhados é oxidado na rizosfera e nas camadas óxicas superficiais, durante o transporte difusivo para a superfície do solo. Os organismos metanotróficos atuam como reguladores, interceptando o metano difundido ao longo desse gradiente de concentração (Whalen, 2005).

Apesar da fração do metano oxidada por metanotrofos na interface água/sedimento desses ambientes, a maior parte do gás produzido é liberada para a atmosfera, alcançando entre 0,3 e 144 mmol C m⁻² d⁻¹ (Roehm, 2005). O processo de liberação de gás metano pelos banhados, resultado do efeito líquido da produção e do consumo microbiano, representa um componente significativo no incremento de CH₄ atmosférico e sua taxa de emissão encontram-se em torno de 100 mg m⁻² d⁻¹. Ainda, as estimativas de emissão anual de CH₄ dos banha-

dos para a atmosfera são de 145 Tg CH₄, ou 25% da emissão total proveniente de todas as fontes naturais e antropogênicas (Whalen, 2005).

A transferência de metano para a atmosfera, nos banhados, ocorre pelos mecanismos de difusão, ebulição e transporte através do aerênquima das plantas vasculares (Whalen, 2005), além do mecanismo de estocagem (acumulação) do mesmo (Bastviken et al, 2004). Destes, a contribuição do transporte por bolhas mostrou ser o mais importante, em lagos e planícies de inundação, respondendo por cerca de 90% da emissão total desse gás, e relacionando esse processo à profundidade d'água (Marani & Alvalá, 2007). No sedimento, o metano pode ser exportado através do mecanismo de ebulição ou por difusão (Bastviken et al, 2004).

A mineralização anaeróbica de carbono é o principal regulador da produção de metano no sedimento (Segers e Kengen, 1998). A conversão anaeróbica dos carboidratos à CO₂ e CH₄ é muito mais exergônica¹ que sua conversão à CO₂ e H₂. A diferença na entalpia livre entre produção de H₂ e produção de CH₄ representa um nicho ecológico importante para microrganismos metanogênicos pertencentes ao domínio *Archaea* (Conrad, 1999).

A emissão de gases a partir dos banhados normalmente apresenta uma grande variação sazonal e temporal, resultado da variação dos fatores ambientais que regulam os processos microbianos envolvidos nesses fluxos (Liikanen et al, 2006). Nas lavouras de arroz, as taxas de emissão de metano ocorrem em função da produção, transporte e oxidação de CH₄ (Conrad, 2002). Esse gás pode ser liberado para a atmosfera quando os sedimentos são perturbados, e sua produção precisa de condições extremamente reduzidas (Mitsch e Gosselink, 1993), uma vez que as bactérias metanogênicas são altamente sensíveis a potenciais redox de Eh > -200 mV. Além do potencial redox do solo, as variáveis mais importantes que controlam a produção desse gás incluem o tipo de solo, a variedade da planta, biomassa, temperatura, manejo da água e fertilização com carbono orgânico ou nitrogênio (Yang e Chang, 1998; van der Nat & Middelburg, 2000; Conrad, 2002; Hirota et al, 2004; Whalen, 2005; Liikanen et al, 2006; Cheng et al, 2007). Grandes variações regionais no fluxo de metano dos campos de arroz irrigado são controladas pela interação da

temperatura média, profundidade da lâmina d'água e o período de tempo que o solo fica encharcado (Roehm, 2005).

Em função das diferentes variáveis que controlam a emissão de CH₄ e de outros gases, torna-se uma tarefa complexa avaliar sua contribuição para a atmosfera, a partir de ambientes alagados. Banhados temporários são ecossistemas alternativos formados em decorrência da irrigação de extensas áreas utilizadas para o cultivo de arroz, durante um período aproximado de 90 dias, e de longos períodos de drenagem pós-produção. Essas áreas também são consideradas emissoras potenciais de gases como o metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂), durante o ciclo de cultivo e conseqüente alagamento, contribuindo, dessa forma, para a formação do efeito estufa. Uma vez que os padrões anuais de emissão de CH₄ são influenciados pela latitude, grande parte dos trabalhos realizados avalia a produção de gases de efeito estufa em banhados e campos de cultivo de arroz localizados nas regiões ártica e boreal (entre latitude 50 e 70°N) e temperada, tropical e subtropical (entre 20°N e 30°S), segundo dados compilados por Whalen, 2005. Dados obtidos a partir de banhados temporários subtropicais localizados na zona temperada sul, em latitudes acima de 30°S, são escassos, tornando pouco conhecida a caracterização desses ambientes e dificultando a sua inclusão na participação do balanço global de gases contribuintes de efeito estufa. Por outro lado, o cultivo de arroz irrigado é uma atividade agrícola muito importante em diversos países, cuja prática utiliza herbicidas e fertilizantes a fim de maximizar a produção. Dessa forma, os nutrientes e/ou poluentes podem entrar no sistema, aumentar a concentração dos mesmos no ambiente e afetar os organismos da rede trófica, além de alterar os processos metabólicos.

O objetivo deste estudo, portanto, foi avaliar a capacidade dos banhados temporários subtropicais em produzir gases contribuintes do efeito estufa (CH₄ e CO₂) em áreas com diferentes tipos de sedimento, ao longo de um ciclo de cultivo de arroz irrigado.

MATERIAIS E MÉTODOS

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul possui uma extensão aproximada de 640 km e abrange uma superfície de 22.740 Km² de terras emersas e 14.260 km² de superfícies de lagoas e lagoanas, num total de 37.000 km² (Schwarzbold &

¹A variação de energia livre (ΔG) de um processo pode ser positiva, negativa ou zero e indica a direção ou espontaneidade da reação. Reações exergônicas são os processos que apresentam ΔG negativo ($\Delta G < 0$, $K_{eq} > 1,0$) indicando que são energeticamente favoráveis e procederão espontaneamente até que o equilíbrio seja alcançado. Liberam energia associada à degradação de nutrientes ou substratos químicos (Stryer, 1996).

Schäfer, 1984). O Sistema Hidrológico do Taim está inserido nessa planície. Ele é formado por subsistemas - subsistemas Norte, Banhado e Mangueira (Villanueva et al, 2000), e faz parte de um gradiente de terras alagáveis, que se caracteriza pela presença de banhados e lagoas associadas, de água doce, situados nos municípios de Rio Grande e Santa Vitória do Palmar, no sul do Rio Grande do Sul (Motta Marques et al, 2002).

Este estudo está inserido num projeto do Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração - PELD - Site 7, desenvolvido no Sistema Hidrológico do Taim. O trabalho foi realizado em duas áreas de cultivo de arroz inundado, durante a safra 2005/2006, localizadas próximas ao município de Santa Vitória do Palmar, no sul do RS, Brasil (Figura 1). A água usada para irrigação das áreas de cultivo foi retirada da lagoa Mangueira, que, juntamente com sua bacia de contribuição, forma o subsistema Mangueira, com 1597 km². Parte da água usada na irrigação das áreas cultivadas retorna à lagoa através de um canal de drenagem.

O solo das áreas de cultivo, objeto desse trabalho, apresentava textura arenosa ou argilosa. Em vista desse fato, e para facilitar a distinção das mesmas, doravante essas áreas serão denominadas Área Arenosa (S 33.288560°; W 53.092518°), com uma área de 4 ha, e Área Argilosa (S 33.287297°; W 53.088699°), com 1 ha, respectivamente.

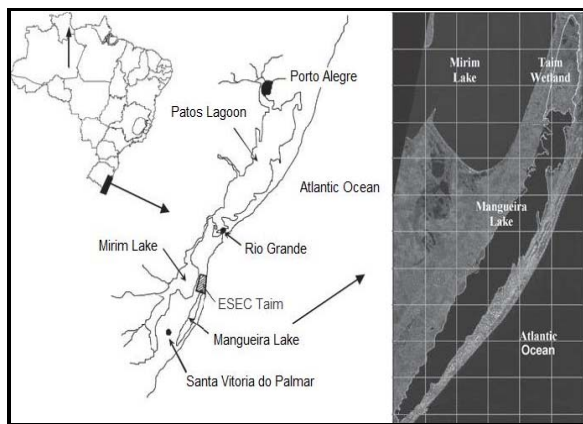


Figura 1 - Localização do sistema hidrológico do Taim (modificado de Fragoso Jr. et al, 2008).

Foram realizadas aplicações de glifosato e clomazone (doses comerciais de fertilizantes) antes da irrigação de ambas as áreas. Também foram realizadas duas aplicações de uréia, a primeira aplica-

ção ocorrendo na terceira semana de dezembro de 2005 e a segunda aplicação, na primeira semana de janeiro de 2006. Foram realizadas cinco amostragens em cada uma das áreas, entre 16/12/05 e 16/03/06. Esse período corresponde ao ciclo de cultivo do arroz, entre o período de inundação (primeira semana de dezembro) e o de colheita (última semana de março).

A temperatura, o oxigênio dissolvido e o pH da água foram medidos com o uso de uma sonda multiparâmetros YSI 6000-6920. Amostras compostas de água (10 amostras de 1L) foram coletadas para análise de nitrogênio total, nitrato, amônia, sílica, fósforo total, ortofosfato, DQO, sólidos totais, turbidez, alcalinidade e UV_{DOC} (254 nm). Os parâmetros turbidez, sílica e a DQO foram determinados através de um fotômetro (SQ118 Merck), a alcalinidade, pela função de Gran, os sólidos totais foram determinados de acordo com APHA (1998), e o fósforo total, ortofosfato, amônia e UV_{DOC} (254 nm), através de um espectrofotômetro (CARY 1E – VARIAN). O nitrogênio total e o nitrato foram determinados segundo Standard Methods 20 th (1999).

Para a realização das incubações (metodologia adaptada de Casper, 1992, Minello, 2004 e Fonseca et al, 2004), inicialmente a camada superficial do sedimento foi coletada em tubos de PVC, em cinco diferentes locais dentro de cada área de amostragem. Esses tubos foram armazenados em sacos plásticos e refrigerados (no máximo 2 dias) até o início da incubação. Nos locais de coleta do sedimento também foram recolhidas amostras d'água, em frascos de 50 mL. Da mesma forma, esses frascos foram armazenados até a realização das incubações. No laboratório, o sedimento foi homogeneizado e, de cada amostra, uma alíquota de 6 g do sedimento foi pesada, acondicionada em frascos de vidro de aproximadamente 25 mL, e misturada com 5 mL da água do local de coleta, formando uma pasta fluida (n=5). Antes do início da incubação, a pasta fluida foi borbulhada com nitrogênio gasoso (N₂) para tornar o ambiente anóxico (Minello, 2004). Os frascos foram fechados com septos de borracha, lacrados com anel metálico, e incubados em ambiente escuro, com temperatura controlada (20 ± 0,5°C), durante 5 dias. A produção de gases a partir do sedimento foi determinada pelo acúmulo de metano (CH₄) e de dióxido de carbono (CO₂) no *headspace* dos frascos incubados (Casper, 1992). Para a determinação dos gases (CH₄ e CO₂) produzidos durante o período de incubação, foi retirada uma alíquota da atmosfera interna dos frascos e analisada a partir de cromatografia gasosa (VARIAN Star 3400 – Varian Co., EUA). O cromatógrafo utilizado apresenta

detector de ionização de chama, temperatura do injetor de 120°C e uma coluna (12' x 1/8'') Chromosorb 102, (80/100) à 27 °C, e utiliza Hélio como gás de arraste. Os frascos foram incubados novamente, nas mesmas condições, e uma nova leitura foi realizada após 12 dias, com o mesmo equipamento. Após essa segunda leitura, foram adicionados 5 mL de hidróxido de sódio (NaOH 4%) ao sedimento incubado, com a finalidade de interromper a atividade microbiana e liberar o metano dissolvido na água intersticial. Uma nova leitura foi realizada para estimar a concentração de metano na água intersticial do sedimento (Fonseca et al, 2004).

Amostras do sedimento de cada área foram coletadas para análise, realizadas no laboratório de Solos do Instituto de Agronomia da UFRGS. Fósforo (P) e potássio (K) foram determinados pelo método Mehlich I, matéria orgânica (M.O), por digestão úmida, e carbono (C), em Analisador de Carbono Total (COT) Shimadzu VCPH.

Os resultados obtidos para produção e concentração de gases nas diferentes áreas de cultivo e os parâmetros limnológicos foram estatisticamente analisados através de Regressão e ANOVA.

RESULTADOS

Os conteúdos de matéria orgânica e de carbono do sedimento apresentaram-se bem distintos entre as áreas estudadas, com valores mais elevados no sedimento da área argilosa (tabela 1). Observou-se que os valores obtidos no sedimento da área arenosa representam, aproximadamente, a metade dos valores obtidos na área argilosa. O valor médio obtido para o pH do solo também foi mais elevado nessa área. Quanto aos macronutrientes, a área arenosa apresentou valor médio mais elevado para fósforo, enquanto o potássio apresentou valor médio mais elevado na área argilosa.

Tabela 1 - Resultado da análise química do solo (n=3).

ÁREA	pH	P(mg/dm ³)	K (mg/dm ³)	M.O. %	C %
ARENOSA	5,6 ± 0,2	25,3 ± 10,8	148,7 ± 60,4	2,4 ± 0,2	1,1 ± 0,2
ARGILOSIA	6,2 ± 0,1	10,6 ± 2,1	150,7 ± 29,1	4,4 ± 0,2	2,4 ± 0,6

P: Fósforo; K: Potássio; M.O. Matéria Orgânica; C: Carbono

Os valores médios da análise dos parâmetros limnológicos, em ambas as áreas e nas quatro pri-

meiras amostragens, são apresentados na tabela 2. Esses valores não foram amostrados na campanha 5. Na comparação dos dados entre pontos de coleta, a partir dos resultados da ANOVA dos parâmetros limnológicos observados, apenas o carbono orgânico dissolvido e o nitrato apresentaram significância e tendência crescente, enquanto a tendência nos demais parâmetros foi inexistente. Na comparação dos dados entre datas de coleta, os valores obtidos para alcalinidade e carbono inorgânico dissolvido apresentaram tendência crescente. Os parâmetros temperatura, turbidez e pH mostraram tendência inexistente, enquanto os demais parâmetros mostraram tendência decrescente, ao longo do ciclo de cultivo do arroz.

Com relação à produção de metano do sedimento, as maiores taxas de produção desse gás, na área arenosa, foram de 0,27 ± 0,09 mmol g⁻¹ d⁻¹ para as incubações de 5 dias e de 0,39 ± 0,05 mmol g⁻¹ d⁻¹ para as incubações de 12 dias, enquanto as menores taxas obtidas foram de 0,06 ± 0,02 mmol g⁻¹ d⁻¹ e de 0,07 ± 0,01 mmol g⁻¹ d⁻¹ para as incubações de 5 e de 12 dias, respectivamente. Na área argilosa, as maiores taxas de produção desse gás foram de 0,24 ± 0,08 mmol g⁻¹ d⁻¹ e de 0,33 ± 0,05 mmol g⁻¹ d⁻¹ para as incubações de 5 e de 12 dias, respectivamente, enquanto as menores taxas obtidas foram de 0,01 ± 0,0 mmol g⁻¹ d⁻¹ para as incubações de 5 dias, e de 0,03 ± 0,0 mmol g⁻¹ d⁻¹ para as incubações de 12 dias (Figuras 2 e 3).

A produção de CH₄ mostrou um gradiente geral decrescente ao longo do ciclo de cultivo do arroz, nas leituras de 12 dias, sendo que esse padrão não foi constatado nas leituras de 5 dias, cuja produção se mostrou irregular. Também, observou-se um aumento na produção de metano ao longo do período de incubação, uma vez que os valores obtidos nas incubações de 12 dias foram mais elevados do que aqueles obtidos nas incubações de 5 dias. Considerando a média da taxa de produção para esse gás, nas duas áreas, observou-se que a área arenosa apresentou valores médios de produção mais elevados, quando comparados com a área argilosa, nas leituras de 5 dias, de 12 dias e nos valores de acumulação no sedimento.

A acumulação de CH₄, medida como a concentração de metano na água intersticial do sedimento (Figura 4), apresentou valores máximos de 9,8 ± 6,0 [CH₄]mmol e mínimos de 2,0 ± 2,0 [CH₄]mmol na área arenosa, e de 5,0 ± 5,0 [CH₄]mmol e de 1,1 ± 1,0 [CH₄]mmol na área argilosa, respectivamente.

Tabela 2 - Valores médios obtidos para os parâmetros limnológicos nas quadras de cultivo de arroz.
NQ: Não Quantificado.

	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3		Campanha 4	
	Arenosa	Argilosa	Arenosa	Argilosa	Arenosa	Argilosa	Arenosa	Argilosa
Alcalinidade ($\mu\text{M.L}^{-1}$)	99,97 \pm 15,10	126,80 \pm 13,30	111,67 \pm 11,55	132,77 \pm 13,67	112,33 \pm 17,36	114,37 \pm 4,04	142,13 \pm 25,85	141,50 \pm 4,94
CID (mg.L^{-1})	19,66 \pm 4,4	24,79 \pm 4,5	21,82 \pm 2,3	28,32 \pm 3,5	25,47 \pm 2,5	26,38 \pm 1,1	27,74 \pm 2,8	29,19 \pm 3,2
COD (mg.L^{-1})	15,11 \pm 8,6	18,33 \pm 10,6	12,52 \pm 5,9	10,16 \pm 2,7	7,12 \pm 1,7	6,33 \pm 0,8	8,30 \pm 1,7	7,42 \pm 1,9
Sólidos totais (mg.L^{-1})	310 \pm 102	274 \pm 96	238 \pm 20	247 \pm 12	221 \pm 10	211 \pm 11	201 \pm 61	201 \pm 17
Sílica (mg.L^{-1})	3,22 \pm 0,77	3,47 \pm 0,68	1,03 \pm 0,90	1,56 \pm 1,04	1,76 \pm 0,84	2,14 \pm 0,48	0,36 \pm 0,33	0,27 \pm 0,09
MO- UV _{DOC} (254nm)	0,44 \pm 0,26	0,30 \pm 0,13	0,03 \pm 0,03	0,05 \pm 0,03	0,14 \pm 0,03	0,18 \pm 0,03	0,02 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01
DQO (mg.L^{-1})	25,33 \pm 10,78	19,06 \pm 6,13	32,33 \pm 11,59	23,33 \pm 19,62	9,16 \pm 5,83	9,83 \pm 10,56	11,66 \pm 1,52	10,04 \pm 4,58
Fósforo total (mg.L^{-1})	6,5 \pm 5,3	3,2 \pm 1,9	2,3 \pm 1,5	2,8 \pm 1,7	1,0 \pm 0,3	0,5 \pm 0,2	0,1 \pm 0,0	0,1 \pm 0,0
Ortofósforo (mg.L^{-1})	2,82 \pm 2,31	1,21 \pm 0,88	0,30 \pm 0,38	2,25 \pm 2,40	0,14 \pm 0,03	0,18 \pm 0,03	0,03 \pm 0,02	0,02 \pm 0,01
Nitrogênio total (mg.L^{-1})	0,10 \pm 0,07	0,17 \pm 0,21	0,04 \pm 0,02	0,04 \pm 0,0	0,03 \pm 0,03	0,02 \pm 0,02	0,02 \pm 0,03	0,01 \pm 0
Nitrato (mg.L^{-1})	0,05 \pm 0,04	0,05 \pm 0,02	0,02 \pm 0,0	0,03 \pm 0,02	0,01 \pm 0,0	0,01 \pm 0,0	NQ	NQ
OD (mg.L^{-1})	7,6	5,9	10,6	6,8	9,9	7,7	5,9	5,5
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	22,1	21,2	27,2	26	23,8	22,8	26,3	28,4
Turbidez (NTU)	3,4 \pm 0,6	3,6 \pm 0,5	4,7 \pm 0,6	4,0 \pm 1,4	6,8 \pm 8,0	2,6 \pm 0,7	3,4 \pm 0,8	5,4 \pm 5,0
pH	7,8 \pm 0,2	7,4 \pm 0,4	7,3 \pm 0,3	7,2 \pm 0,1	6,7 \pm 0,4	6,9 \pm 0,2	7,6 \pm 0,4	7,3 \pm 0,4

CID= Carbono Inorgânico Dissolvido; COD= Carbono Orgânico Dissolvido; MO= Matéria Orgânica; OD= Oxigênio Dissolvido.

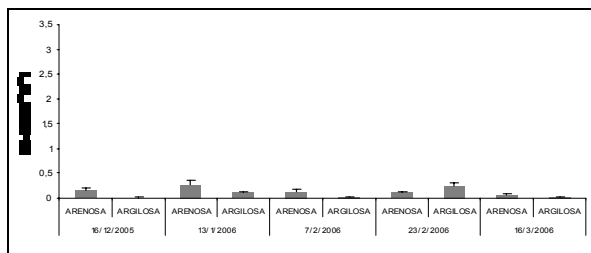


Figura 2 - Produção de CH_4 no sedimento no período de 5 dias, nas duas áreas de estudo, ao longo do ciclo de cultivo de arroz 2005/2006 (n=5).

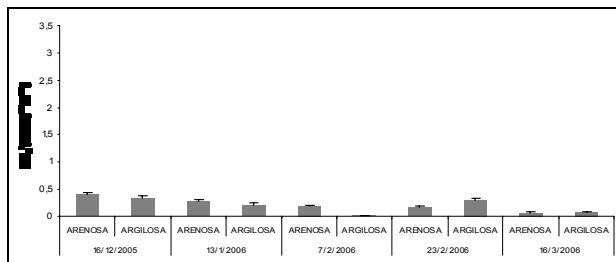


Figura 3 - Produção de CH_4 no sedimento no período de 12 dias, nas duas áreas de estudo, ao longo do ciclo de cultivo de arroz 2005/2006 (n=5).

Com relação à produção de dióxido de carbono, as maiores taxas de produção obtidas, na área arenosa, foram de $1,78 \pm 0,59 \text{ mmol g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para as incubações de 5 dias e de $1,27 \pm 0,66 \text{ mmol g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para as incubações de 12 dias, enquanto as menores

taxas foram de $0,97 \pm 0,32 \text{ mmol g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para as incubações de 5 dias e de $0,66 \pm 0,09 \text{ mmol g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para as incubações de 12 dias. Na área argilosa, as maiores taxas de produção de CO_2 foram, respectivamente, de $2,26 \pm 0,75 \text{ mmol g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e de $1,69 \pm 0,23 \text{ mmol g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para as incubações de 5 e de 12 dias, enquanto as menores taxas obtidas foram de $1,16 \pm 0,39 \text{ mmol g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e de $0,79 \pm 0,11 \text{ mmol g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para as incubações de 5 e de 12 dias, respectivamente (Figuras 5 e 6).

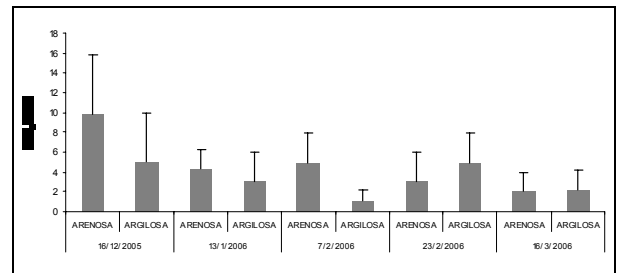


Figura 4 - Concentração média de CH_4 na água intersticial do solo nas duas áreas de estudo durante o ciclo de cultivo de arroz 2005/2006 (n=5).

A área argilosa apresentou taxas de produção de CO_2 mais elevadas, quando comparada com a área arenosa, nas leituras de 5 e de 12 dias. Considerando os valores médios obtidos em ambas as áreas, os valores de produção de CO_2 foram mais elevados no início das incubações, do que no final das mesmas, mostrando um comportamento oposto ao observado para os valores de produção de CH_4 , cujos

valores foram mais elevados no final de 12 dias de incubação, em ambas as áreas (Figuras 7 e 8).

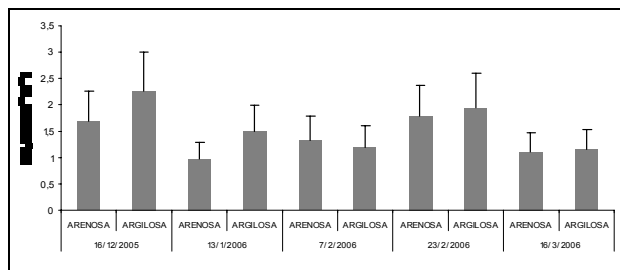


Figura 5 - Produção de CO₂ no sedimento no período de 5 dias, nas duas áreas de estudo, ao longo do ciclo de cultivo de arroz 2005/2006 (n=5).

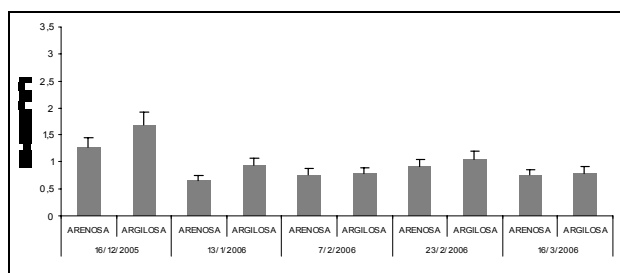


Figura 6 - Produção de CO₂ no sedimento no período de 12 dias, nas duas áreas de estudo, ao longo do ciclo de cultivo de arroz 2005/2006 (n=5).

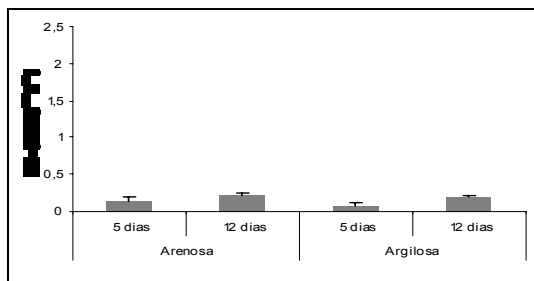


Figura 7 - Produção média de CH₄, em ambas as áreas, durante o cultivo de arroz 2005/2006 (n=5).

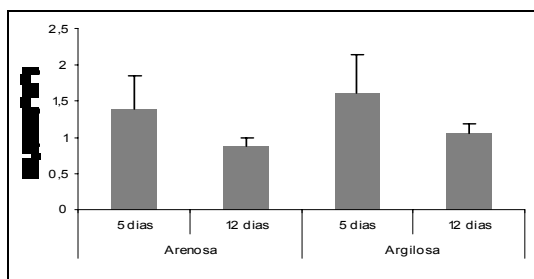


Figura 8 - Produção média de CO₂, em ambas as áreas, durante o cultivo de arroz 2005/2006 (n=5).

A partir dos dados obtidos nesse estudo, podemos estimar a contribuição dos banhados temporários subtropicais da região estudada na produção de gases de efeito estufa, considerando o período do ciclo de cultivo do arroz em que a área permanece inundada (ano agrícola). De acordo com a área cultivada de ambas as quadras, os valores médios de produção de gases foram de 7,9 g CH₄-C ha⁻¹ ano⁻¹ e de 81,6 g CO₂-C ha⁻¹ ano⁻¹ no sedimento da área arenosa. Nessa área, a produção de metano foi mais elevada, apesar da menor concentração de matéria orgânica (2,4%) e de carbono (1,1%), quando comparados com a área argilosa que, com maior concentração de matéria orgânica e de carbono no sedimento (4,4% e 2,4%, respectivamente), obteve uma produção de 5,0 g CH₄-C ha⁻¹ ano⁻¹ e de 99,5 g CO₂-C ha⁻¹ ano⁻¹.

Com relação à área total de cultivo (14060 ha), irrigada com água proveniente do subsistema Mangueira, na safra 2005/2006, a produção de gases alcançou 0,9 kg CH₄-C ha⁻¹ ano⁻¹ e 11kg CO₂-C ha⁻¹ ano⁻¹.

Entre as safras 1998/2008, de acordo com a área total cultivada (Instituto Riograndense do Arroz - IRGA, dados não publicados) e irrigada pelo mesmo subsistema, os campos de arroz produziram, em média, 1 kg CH₄-C ha⁻¹ ano⁻¹ e 8,8 kg CO₂-C ha⁻¹ ano⁻¹.

Este estudo mostra que a contribuição dos gases de efeito estufa a partir desses banhados temporários subtropicais alcançou, nos últimos 10 anos, uma produção total de 2,5 kg CH₄-C ha⁻¹ e 21,8 kg CO₂-C ha⁻¹, respectivamente.

DISCUSSÃO

A produção de metano e sua emissão pelo sedimento são afetadas pela ação de microrganismos (Krüger et al, 2001) e por diversas condições ambientais (Neue et al, 1997; Yang e Chang, 1998; Conrad, 2002; Whalen, 2005), que interferem na produção, oxidação ou transporte desse gás (van der Nat & Middelburg, 2000).

A temperatura afeta as taxas de todas as reações microbiológicas similarmente às reações químicas (Conrad, 2002). Em banhados, o aumento nos valores de temperatura média representa uma variável significativa na contribuição da emissão de metano (Liikanen et al, 2006), o mesmo ocorrendo no sedimento desses locais (Allen et al, 2007; Hirota et al, 2007). As amostras de sedimento de ambas as áreas foram incubadas à temperatura de 20 ± 0,5 °C,

uma vez que este valor representa a temperatura média registrada para essa região, mesmo que o ciclo de cultivo do arroz tenha ocorrido no verão. No entanto, diversos trabalhos mostram uma maior produção de metano em temperaturas mais elevadas, na faixa de 32°C a 60°C (Fey e Conrad, 2000; Yao e Conrad, 2000a; Conrad, 2002). Já a produção de CO₂ ocorre em todas as temperaturas, porém com mais intensidade entre 25°C e 40°C, indicando que esta faixa de temperatura é a mais apropriada para a respiração dos organismos no solo (Yao e Conrad, 2000a).

Neste trabalho, as taxas de produção de CO₂ foram mais elevadas do que as taxas de produção de CH₄, tanto na área arenosa como na área argilosa, após o período de incubação de 5 dias. Esses resultados concordam com resultados obtidos em ecossistemas temperados, uma vez que Bastviken et al, (2003), medindo a mineralização do carbono orgânico em ambientes óxicos e anóxicos, verificaram que a produção de CO₂ dominou em grande parte o CH₄, como produto de mineralização. Em solos de cultivo de arroz, a matéria orgânica é fermentada anaerobicamente para acetato, CO₂ e H₂, os quais são utilizados como substrato para a metanogênese. A proporção relativa em que os gases CO₂ e CH₄ são produzidos a partir da matéria orgânica original depende da presença de suficientes oxidantes inorgânicos como nitrato, Mn (IV), Fe (III) ou sulfato; nesse caso a matéria orgânica é degradada principalmente para CO₂, elevando seus valores de produção, e pouco CH₄ é produzido (Yao e Conrad, 2000b, Krüger et al, 2001). Da mesma forma que o menor valor de temperatura usado nas incubações, mais próximo do valor adequado para uma maior produção de CO₂, fatores como os produtos originados do processo de degradação da matéria orgânica decorrente da presença das plantas do arroz, e a presença de organismos metanotróficos responsáveis pela oxidação do metano, a possibilidade de um aproveitamento mais eficiente dos exudatos liberados pela matéria orgânica ao longo do cultivo (Silvola et al, 1996) justificariam a maior produção de CO₂, em relação à produção de CH₄, como mostram os resultados obtidos nas duas quadras cultivadas.

A acumulação de CH₄, em função da sua concentração na água intersticial, apresentou um gradiente decrescente ao longo do ciclo de cultivo, que pode ser associado ao aumento da biomassa e acúmulo de matéria orgânica das plantas. Esse comportamento e os valores observados estão de acordo com outros estudos, como os realizados por Bosse & Frenzel (1998) e Fonseca et al, (2004). No entanto, a comparação das leituras entre as médias de produ-

ção de CH₄ e CO₂, e da concentração de CH₄ na água intersticial, separadamente, não foi significativa. A análise simultânea da produção de CH₄ e de CO₂ mostrou diferença significativa (p<0,05) apenas nas incubações realizadas com sedimento da área argilosa.

A análise dos tipos de solo das quadras de arroz mostrou que, na área argilosa, o teor de matéria orgânica, bem como de carbono no sedimento, é aproximadamente o dobro daquele observado na área arenosa. No entanto, a área arenosa apresentou valores mais elevados de produção de CH₄, quando comparada com a argilosa. De acordo com Neue et al., (1997), solos arenosos produzem mais metano que solos argilosos com semelhante conteúdo de carbono. Diferenças na composição químico-orgânica de um determinado tipo de solo (Yavitt e Lang, 1990) e na composição da matéria orgânica entre ambientes, se mais lábil ou mais refratária, influencia a mineralização (formação de CO₂ e CH₄), na presença ou ausência de O₂ (Bastviken et al., 2003), resultando na variação das taxas de produção de metano entre diversas amostras de banhos (Yavitt e Lang, 1990). A liberação de substrato mais lábil pode ser usado com mais facilidade pelos microrganismos presentes na coluna d'água e na camada superficial do sedimento (Fonseca et al., 2004), provavelmente influenciando as taxas de produção de CH₄ entre as áreas arenosa e argilosa, mesmo com as diferenças de concentração de matéria orgânica encontrada nas mesmas.

Áreas permanentemente inundadas produzem mais metano do que aquelas intermitentemente inundadas, com ou sem a presença de macrófitas emergentes (Altor e Mitsch, 2006). A variação no nível d'água pode afetar a emissão de gases como CH₄ (Cheng et al, 2007) e CO₂, uma vez a produção dos mesmos tende a aumentar quando o nível d'água diminui (Hirota et al, 2007). Nesse estudo, a primeira amostragem realizada no sedimento da área argilosa resultou no valor mais baixo de produção de metano de todo o ciclo de cultivo, quando as áreas apresentavam uma lâmina d'água reduzida, em virtude de seu recente alagamento. Provavelmente, a drenagem nas lavouras de arroz resultou num decréscimo da produção de metano, uma vez que o O₂ pode penetrar melhor no solo não-inundado e suprimir a produção desse gás (Ratering e Conrad, 1998). A penetração do O₂ no solo permite a oxidação do enxofre reduzido para sulfato, e de ferro ferroso para ferro férrico. Sulfato e Fe (III) permitem a ação de bactérias sulfato-redutoras e ferro-redutoras, que utilizam acetato e H₂, os dois substratos metanogênicos mais importantes, mais

eficientemente que as metanogênicas (Ratering e Conrad, 1998), levando à competição por substrato, como observado por Minello (2004), em estudo realizado com sedimentos lagunares. Como consequência, a concentração de H₂ e acetato decrescem para valores não permissíveis à produção de CH₄ (Ratering e Conrad, 1998; Conrad, 2002).

Da mesma forma, a atividade bacteriana anaeróbia de redução do sulfato a bicarbonato pode ser responsável pelo gradiente ascendente de alcalinidade ao longo do ciclo de cultivo de arroz, elevando esses valores na coluna d'água, como o resultado obtido nesse estudo. Este aumento da alcalinidade pode estar relacionado ao aumento de matéria orgânica na água, que produz ácidos orgânicos que podem reagir para neutralizar íons hidrogênio (H⁺), atuando como bases e, portanto, contribuindo para elevar o teor de alcalinidade da água (Sipaúba-Tavares et al, 1995). Este aumento também pode ser atribuído à quantidade de fitoplâncton presente na água, que libera CO₂, contribuindo também para o aumento da alcalinidade, devido à formação de íons carbonatos e bicarbonatos.

A aplicação de fertilizantes pode levar a uma maior redução, mais do que a um maior aumento da emissão de metano, em banhados formados por campo de arroz (Bodelier et al, 2000_a). O efeito da fertilização estimula a atividade dos organismos metanotróficos, controlando a emissão de CH₄ próximo às plantas, reduzindo, dessa forma, sua emissão (Bodelier et al, 2000_b). Durante o ciclo de cultivo das quadras de arroz, foram realizadas duas aplicações de fertilizante, na forma de uréia, em ambas as áreas, na fase inicial de cultivo. A uréia aumenta o pH do solo e reduz a produção de metano, principalmente quando é incorporada em profundidade, uma vez que a maioria dos organismos produtores de metano é neutrófila e diminui sua produção em valores de pH menores do que 6,4 ou maiores do que 7,8 (Wang et al, 1992). Os valores de pH do solo, nas duas áreas estudadas, se encontravam abaixo de 6,4, o que pode ter afetado a produção de CH₄ no sedimento, nesse estudo.

No entanto, no campo, a aplicação de uréia estimula o crescimento das plantas de arroz. A biomassa dessas plantas pode aumentar a produção de metano e de dióxido de carbono, em função do aumento da matéria orgânica resultante do desenvolvimento das plantas (Hirota et al 2004; Hirota et al, 2007), aumentando a disponibilidade de substrato para os organismos metanogênicos (Yang e Chang, 1998, Bodelier et al, 2000_b, Whalen, 2005, Cheng et al, 2007). Por outro lado, as plantas podem atenuar a emissão de metano, facilitando sua

oxidação através de transporte e liberação de O₂ pelas raízes localizadas na zona aeróbica superficial do sedimento (Whalen, 2005). De forma oposta ao crescimento das plantas, as concentrações de CH₄ mostraram um gradiente decrescente ao longo das coletas, principalmente na área arenosa, após 12 dias de incubação. A redução dos valores observados na concentração de metano, à medida que se completa o ciclo de cultura, pode ser efeito do desenvolvimento das plantas e das raízes, inibindo totalmente ou substancialmente a produção de metano (Gilbert e Frenzel 1998), e levando à irregularidade nos valores obtidos neste estudo.

O nitrato não é um fertilizante normalmente aplicado nas lavouras de arroz; no entanto, ele é rapidamente produzido na rizosfera das plantas a partir da uréia ou da amônia, podendo levar a uma diminuição da produção de CH₄ no solo enraizado dessas culturas (Conrad, 2002). Na análise química da água, a amônia apresentou valores não detectáveis em todas as amostras. A concentração de nitrogênio total e de nitrato mostrou uma tendência decrescente dos mesmos ao longo do ciclo de cultivo, concordando com o gradiente decrescente de produção de CH₄, principalmente na área argilosa. Assim como as formas nitrogenadas, nos demais nutrientes analisados observou-se uma tendência significativa de decréscimo ao longo das amostragens, que provavelmente está associado à incorporação dos mesmos pela planta e/ou sedimento, ou à lavagem promovida pelo contínuo fluxo de água nas quadras de cultivo.

Os resultados obtidos nesse estudo sugerem que as múltiplas condições ambientais que interferem na produção e na emissão de gases como CH₄ e CO₂ e, conseqüentemente, na atividade dos microrganismos envolvidos nesses processos, atuaram de maneira diversa nas áreas arenosa e argilosa, levando a uma variação espacial e temporal na produção desses gases. Identificar as condições ambientais em que esses processos ocorrem e os tipos de organismos envolvidos podem ajudar a explicar as variações encontradas neste e em outros trabalhos.

No entanto, os resultados de acumulação e de produção diária de gases, obtidos para a área de cultivo de arroz, irrigada pelo subsistema Mangueira, ficaram próximos aos valores obtidos em estudos realizados em diferentes ecossistemas. Entre eles, podemos citar os valores obtidos por Casper (1992), para sistemas oligotróficos, Marani e Alvalá (2007), para lagos e planície de inundação no Pantanal, Fonseca et al (2004) e Minello (2004) para lagoas costeiras, Liikanen et al, (2006) e Søvik e Kløve (2007), para banhados construídos, e Yao e Conrad

(2000), Wassmann et al (2000) e Wang et al, (2000), para campos de cultivo de arroz.

Os dados obtidos evidenciam que alterações nos ecossistemas, mesmo que por um período determinado de tempo como, por exemplo, a formação de banhados temporários, tornam esses locais importantes emissores de gases que contribuem para a formação do efeito estufa, em áreas subtropicais.

AGRADECIMENTO

Os autores agradecem ao CNPq – PELD – Site 7, pelo suporte financeiro para a realização desse trabalho, e ao Sr. Eduardo Fabres, proprietário das áreas, pela liberação das quadras de cultivo para estudo.

REFERÊNCIAS

- ALTOR, AN. & MITSCH, WJ. (2006). Methane flux from created riparian marshes: Relationship to intermittent versus continuous inundation and emergent macrophytes. *Ecol. Eng.* 28:224-234.
- ALLEN, DE., DALAL, RC., RENNENBERG, H., MEYER, R.L., REEVES, S., SCHMIDT, S. (2007). Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove sediments and the atmosphere. *Soil Biol. Biochem.* 39:622-631.
- ALLEN JR., LH.; ALBRECHT, S.L.; COLÓN-GUASP, W.; COVELL, SA.; BAKER, JT.; PAN, D.; BOOTE, KJ. (2003). Methane emissions of rice increased by elevated carbon dioxide and temperature. *J. Environ. Qual.* 32, 1978-1991.
- APHA - American Public Health Association: American Water Association: Water Environmental Federation: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998), 20th. Ed. Washington, D.C.: American Public Health Association.
- BASTVIKEN, D., OLSSON, M., TRANVIK, L. (2003). Simultaneous measurements of organic mineralization and bacterial production in oxic and anoxic lake sediments. *Microbial Ecol.* 46, 73-82.
- BASTVIKEN, D., COLE, J., PACE, M., TRANVIK, L. (2004). Methane emissions from lakes: Dependence of lakes characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochem. Cycles*, v. 18 GB4009.
- BODELIER, PLE., ROSLEV, P., HENKEL, T., FRENZEL, P. (2000a). Stimulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots. *Nature*, 403:421-424.
- BODELIER, PLE., HAHN, AP., ARTH, IR., FRENZEL, P. (2000b). Effects of ammonium-based fertilization on microbial processes involved in methane emission from soil planted with rice. *Biogeochemistry* 51: 225-257.
- BOSSE, U. & FRENZEL, P. (1998) Methane emissions from rice microcosms: The balance of production, accumulation and oxidation. *Biogeochemistry* 41:199-214.
- CASPER, P. (1992). Methane production in lakes of different trophic state. *Arch. Hydrobiol. Belh. Ergebn. Limnol.* 37, 149-154.
- CHENG X., PENG, R., CHEN, J, LUO, Y., ZHANG, Q., AN, S., CHEN, J., LI, BO, (2007). CH₄ and N₂O emissions from *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in experimental mesocosms. *Chemosphere*, 68:420-427.
- CONRAD, R., (1999) Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.* 28, 193-202.
- CONRAD, R. (2002) Control of microbial methane production in wetland rice fields. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 64, 59-69.
- FEY, A. & CONRAD, R. (2000) Effect of temperature on carbon and electron flow and on the Archaeal community in methanogenic rice field soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 66, (11), 4790-4797.
- FONSECA, ALS.; MINELLO, M.; MARINHO, CC.; ESTEVES, FA. (2004). Methane concentration in water column and in pore water of a coastal lagoon (Cabiúnas lagoon, Macaé, RJ, Brazil). *Braz. Arch. Biol. Tech.*, 47, (2), 301-308.
- FRAGOSO JR., CR; MOTTA MARQUES, DML.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, CEM.; van NES, EH. (2008) Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. *Ecological Modelling* 219, 125-137.
- FRENZEL, P.; ROTHFUSS, F.; CONRAD, R. (1992) Oxygen profiles and methane turnover in a flooded rice microcosm. *Biol. Fert. Soils*, 14, (2), 84-89.
- GILBERT, B.; FRENZEL, P. (1998). Rice roots and CH₄ oxidation: The activity of bacteria, their distribution and the microenvironment. *Soil Biol. Biochem.* 30, (14), 1903-1916.
- HIROTA M., TANG, Y., HU, Q., HIRATA, S., KATO, T., MO, W., CAO, G., MARIKO, S. (2004). Methane emissions from different vegetation zones in a Qinghai-Tibetan Plateau wetland. *Soil Biol. Biochem.* 36:737-748.

- HIROTA, M., SENGA, Y., SEIKE, Y., NOHARA, S., KUNII, H. (2007). Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan. *Chemosphere* 68:597-603.
- KRÜGER, M., FRENZEL, P., CONRAD, R. (2001). Microbial processes influencing methane emission from rice fields. *Global Change Biol.* 7:49-63.
- LIIKANEN, A., HUTTUNEN, J.T., KARJALAINEN, S.M., HEIKKINEN, K., VÄISÄNEN, T.S., NYKÄNEN, H., MARTIKAINEN, P.J. (2006). Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff waters. *Ecol. Eng.* 26:241-251.
- MARANI, L.; ALVALÁ, P.C. (2007). Methane emissions from lakes and floodplains in Pantanal, Brazil. *Atmos. Environ.* 41:1627-1633.
- MINELLO, M. (2004). *Metanogênese sob a variação de salinidade em lagoas costeiras do norte do estado do Rio de Janeiro (Brasil): implicações nas condições osmóticas e na competição por substratos*. Dissertação. UFRJ, RJ, Brasil
- MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. (1993). *Wetlands*. 2th Edition, Van Nostrand Reinhold, New York
- MOTTA-MARQUES, D.; TUCCI, C.; CALAZANS, D.; CALLEGARO, VLM.; VILLANUEVA, A. (2002). O Sistema Hidrológico do Taim, Site 7. In- Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, ed. Seeliger, U.; Cordazzo, C. & Barbosa, F., ed. FURG/UFMG, Belo Horizonte - MG, pp. 125-144.
- NEUE, HU. (1997). Fluxes de methane from rice fields and potential for mitigation. *Soil Use Manag.* 13, (4), 258-267.
- NEUE, HU.; WASSMANN, R.; LANTIN, RS.; ALBERTO, MA. C. R.; ADUNA, JB.; JAVELLANA, AM. (1996). Factors affecting methane emission from rice fields. *Atmos. Environ.* 30, (10-11), 1751-1754.
- NEUE, HU.; WASSMANN, R.; KLUDZE, HK.; BUJUN, W.; LANTIN, RS. (1997). Factors and processes controlling methane emissions from rice field. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 49,111-117.
- RATERING, S.; CONRAD, R. (1998). Effects of short-term drainage and aeration on the production of methane in submerged rice soil. *Global Change Biol.* 4, 397-407.
- ROEHM, CL. (2005). *Respiration in wetland ecosystems*. In: Respiration in Aquatic Ecosystems, ed. del Giorgio, P. A.; Williams, P.J. Oxford University Press, USA. pp.83-102.
- SCHWARZBOLD, A., SCHÄFER, A. (1984). Gênese das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Amazoniana*. 9, 87-104.
- SEGBERS, R.; KENGEN, WM. (1998). Methane production as a function of anaerobic carbon mineralization: a process model. *Soil Biol. Biochem.* 30, (8-9),1107-1117.
- SILVOLA, J.; ALM, J.; AHLHOLM, U.; NYKÄNEN, H.; MARTIKAINEN, P.J. (1996). The contribution of plant roots to CO₂ fluxes from organic soils. *Biol. Fertil. Soils.* 23, (2), 126-131.
- SIPAÚBA-TAVARES, LH.; LIGEIRO, SR.; DURIGAN, JG. (1995). Variação de alguns parâmetros limnológicos em um viveiro de piscicultura em função da luz. *Acta Limnol. Bras.* 7, 138-150.
- SØVIK, AK.; KLØVE, B. (2007). Emission of N₂O and CH₄ from a constructed wetland in southeastern Norway. *Sci. Total Environ.* 380:28-37.
- STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER & WASTEWATER. (1999). Clescer, LS; Greenberg, AE.; Eaton, AD.(Editors), 20th Edition, 1220 p.
- STRYER, L. (1996). *Bioquímica*. 4^o Ed. Guanabara-Koogan, Rio de Janeiro. 1000 p.
- VAN DER NAT, F-J. WA., MIDDELBURG, JJ. (2000). Methane emission from tidal freshwater marshes. *Biogeochemistry*, 49:103-121.
- VILLANUEVA, AO. N.; MOTTA-MARQUES, D.; TUCCI, CEM. (2000). *The Taim wetland conflict: a compromise between environment conservation and irrigation*. IPH.-UFRGS.
- WANG, ZP.; DELAUNE, RD.; LINDAU, CW.; PATRICK, WH. (1992). Methane production from anaerobic soil amended with rice straw and nitrogen fertilizers. *Fert. Res.* 33, 115-121.
- WANG, ZY., XU, YC., LI, Z., GUO, YX., WASSMANN, R., NEUE, HU., LANTIN, RS., BUENDIA, L.V., DING, YP., WANG, ZZ. (2000). A four-year record of methane emissions from irrigated rice fields in the Beijing region of China. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 58:55-63.
- WASSMANN, R., NEUE, HU., LANTIN, RS., MAKARIM, K., CHAREONSILP, N., BUENDIA, LV., RENNENBERG, H. (2000). Characterization of methane emissions from rice fields in Asia. II. Differences among irrigated, rainfed, and deepwater rice. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 58:13-22.
- WHALEN, SC. (2005). Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environ. Eng. Sci.* 22(1):73-94.
- YANG, S-S.; CHANG, H-L. (1997). Effect of fertilizer application on methane emission/production in the paddy soil of Taiwan. *Biol. Fertil. Soils*, 25, (2), 245-251.
- YANG, S-S.; CHANG, H-L. (1998). Effect of environmental conditions on methane production and emission from paddy soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 69, 69-80.
- YAO, H.; CONRAD, R. (2000a). Effect of temperature on reduction of iron and production of carbon dioxide and

- methane in anoxic wetland rice soils. *Biol. Fertil. Soils*. 32, 135-141.
- YAO, H.; CONRAD, R. (2000b), Electron balance during steady-state production de CH₄ and CO₂ in anoxic rice soil. *Eur. J. Soil Sci.* 51, 369-378.
- YAVITT, JB.; LANG, GE. (1990). Methane production in contrasting wetland sites – response to organic-chemical components of peat and to sulfate reduction. *Geomicrobiol. J.* 8, (1), 27-46.
- ZINDER, S. (1998). *Methanogens*. In- Techniques in Microbial Ecology, ed. Burlage, R. S.; Atlas, R.; Stahl, D.; Geesey, G. & Saylor, G. Oxford University Press, USA. pp. 113-13.

Greenhouse Gas Production (CH₄ and CO₂) in Subtropical Temporary Wetlands

ABSTRACT

Temporary wetlands are alternative ecosystems formed due to extensive irrigation of areas used for growing rice. These areas, like the other wetlands, are considered potential emitters of greenhouse gases. The purpose of this study was to evaluate the capacity of temporary wetlands to produce gases contributing to the greenhouse effect (CH₄ and CO₂) in two areas where rice was irrigated, an area with sandy soil and another area with clay soil. The average values observed for methane production were higher in the sandy area as compared to the clay area. The latter presented higher CO₂ production rates compared to the sandy area. However, when the production of CH₄ and CO₂ was analyzed together, it showed a significant different in the analysis of variance ($p < 0.05$) in the 5-day incubations in the clay area. According to both cultivated areas, the average gas productions were 7.9 g CH₄-C ha⁻¹ year⁻¹ and 81.6 g CO₂-C ha⁻¹ year⁻¹ in the sandy area. The clay area produced 5.0 g CH₄-C ha⁻¹ year⁻¹ and 99.5 g CO₂-C ha⁻¹ year⁻¹. These data show that changes in ecosystems, even for a specified period of time, such as the formation of temporary wetlands, make these sites important sources of gases that contribute to the formation of the greenhouse effect in subtropical areas.

Key-words: Temporary wetlands, sediment, CH₄, CO₂