

**AVALIAÇÃO DO FLUXO POTENCIAL DE METANO EM
ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

JOANNA MARIA DA CUNHA DE OLIVEIRA SANTOS

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO

CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ

MAIO – 2007

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS E BIOTECNOLOGIA
LABORATÓRIO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO EM
ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

**Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biociências como parte das
exigências para a obtenção do grau de
mestre em Ecologia e Recursos Naturais,
pelo programa de pós-graduação em
Ecologia e Recursos Naturais.**

Orientadora: Professora Dr^a Glauca Torres Aragon

Apoio: FAPERJ e UENF

*Aos meus pais João Carlos, Giovana e
ao Frederico*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, João Carlos e Giovana, e meus familiares: o meu *muito obrigado* como retribuição a todo carinho, amor, compreensão e incentivo.

À mon petit ami Frederico, je te remercie pour chaque moment que tu a été a mon côté, en m'apportant de nouveaux et interessants faits à ma vie. Je te remercie pour m'avoir soutenu pendant mon travail et m'avoir encouragé à chaque jour. Tu es quelqu'un super importante et très spécial dans ma vie. Je t'aime !

Agradeço à Professora Dr^a Glauca Torres Aragon pela orientação.

Aos Professores Dr. Alvaro Ramon Coelho Ovalle e Dr^a Cristina Maria Magalhães de Souza pela grande ajuda em todas as fases deste projeto.

Agradeço aos membros da banca examinadora por aceitarem o convite.

A Professora Dr^a Maria Cristina Canella por toda atenção e dedicação nas fases iniciais do trabalho, agradeço as discussões, as dúvidas, a essencial ajuda para o funcionamento do equipamento analítico e adequação dos métodos analíticos adotados.

Aos técnicos do Laboratório de Ciências Ambientais: Marcelo Almeida e Cristiano Maciel por toda colaboração na parte analítica do trabalho. Agradeço aos técnicos de campo do LCA Ivanílton, Elmo e Vanderley pela ajuda nas saídas de campo.

Ao André Machado e Cristiano Maciel pela consultoria na parte hidráulica. Agradeço toda a ajuda na montagem e regulagem do sistema experimental.

As amigas do LCA Ana Paula Silva, Micaela, Giselle, Giselli, Marcela e Bruna que tornaram as disciplinas, trabalhos de campo, tempos de estudos, análises de laboratório muito mais agradáveis.

Depois de ter escrito estas páginas de agradecimentos vi que as seguintes não têm o menor sentido sem vocês. Talvez elas sirvam para preencher um pedacinho do conhecimento científico, mas nada se compara à cada dia que vivi ao lado de vocês.

ÍNDICE GERAL

Lista de figuras	VII
Lista de tabelas	VIII
Resumo	IV
Abstract	V
1. Introdução	1
1.1. As áreas alagadas naturais	1
1.2. Os alagados construídos	3
1.3. O ciclo do carbono em áreas alagadas	5
1.4. Importância do metano	7
1.5. A circulação do metano em ambientes aquáticos	8
1.6. A metanogênese em áreas alagadas	10
1.7. Fatores reguladores da metanogênese em ambientes naturais	13
1.8. A contribuição das macrófitas aquáticas	14
2. Hipóteses	15
3. Objetivos	16
4. Justificativa	17
5. Material e Métodos	19
5.1. Área de estudo	19
5.2. Montagem do trabalho experimental e procedimentos analíticos	22
6. Resultados	27
6.1. Caracterização dos pequenos alagados construídos	27
6.2. Macrófitas aquáticas	30
6.3. Concentrações de metano no sistema experimental	32
7. Discussão	42
8. Considerações finais	47
9. Referências bibliográficas	49
10. Anexos	57

LISTA DE FIGURAS

Descrição	Página
Figura 1: Fatores que diferenciam as áreas alagadas.	1
Figura 2: Esquemática das etapas do ciclo do carbono em áreas alagadas.	6
Figura 3: Representação esquemática da estratificação do compartimento sedimentar em ecossistemas aquáticos	8
Figura 4: Esquemática do Ciclo do Metano em ecossistemas aquáticos.	9
Figura 5: (A) Gráfico de registros de temperaturas e das concentrações atmosféricas de CO ₂ e CH ₄ em testemunhos de gelo. (B) Concentrações atmosféricas médias de CO ₂ e CH ₄ registradas no observatório de Mauna Loa a partir de 1700 até o ano 2000.	17
Figura 6: Mapa de localização da Lagoa do Vigário.	20
Figura 7: Mapa de localização da Lagoa de Cima.	21
Figura 8: Desenho esquemático do modelo experimental adotado no presente estudo, adaptado de Lannes (2004). Para cada uma das Lagoas (Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima) foi feita uma estrutura experimental como esta especificada acima.	22
Figura 9: (A) Banco de <i>Typha domingensis</i> (B) detalhamento da espécie de macrófita aquática <i>Typha domingensis</i> .	24
Figura 10: Gráfico comparativo para o teor de matéria orgânica média, expresso em porcentagem encontrada entre os alagados construídos (com presença ou ausência de macrófitas aquáticas) na Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima.	29
Figura 11: Gráfico comparativo do comportamento das macrófitas aquáticas da espécie <i>Typha domingensis</i> nos alagados construídos representativos da Lagoa do Vigário.	31

Figura 12: Gráfico comparativo do comportamento das macrófitas aquáticas da espécie <i>Typha domingensis</i> nos alagados construídos representativos da Lagoa de Cima.	31
Figura 13: Gráfico comparativo das taxas de crescimento médio das macrófitas aquáticas (<i>Typha domingensis</i>) nos alagados construídos representativos da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima.	32
Figura 14: Concentração de CH ₄ dissolvido na coluna d'água ao longo dos dias de experimentação nos alagados construídos da Lagoa do Vigário com macrófitas aquáticas.	33
Figura 15: Concentração de CH ₄ dissolvido na coluna d'água no decorrer do experimento nos alagados construídos da Lagoa do Vigário sem macrófitas aquáticas.	34
Figura 16: Comparativo entre as concentrações de CH ₄ dissolvido na água dos alagados construídos com macrófitas aquáticas e abastecidos com material proveniente da Lagoa de Cima.	35
Figura 17: Gráfico comparativo dos tanques experimentais sem macrófitas aquáticas da Lagoa de Cima.	36
Figura 18: Comparativo entre as concentrações médias de metano dissolvido na água nos alagados da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima, colonizados ou não por macrófitas aquáticas.	38
Figura 19: Gráfico comparativo entre as concentrações de metano encontradas no sedimento dos alagados da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima (com e sem macrófitas aquáticas).	39

LISTA DE TABELAS

Descrição	Página
Tabela 1 – Tabela comparativa dos valores médios de parâmetros hidroquímicos entre as Lagoas do Vigário (alagados construídos com e sem macrófitas aquáticas) e Lagoa de Cima (alagado construído com e sem macrófitas aquáticas).	28
Tabela 2 – Tabela comparativa das frações granulométricas em sedimentos da lagoa do Vigário e da Lagoa de Cima	29
Tabela 3 – Tabela comparativa das concentrações de metano em diferentes ambientes aquáticos e as respectivas referências bibliográficas.	42

RESUMO

A construção de alagados artificiais com o intuito de reduzir as quantidades de nutrientes de efluentes tem se tornado uma prática comum nos últimos anos, sendo um sistema utilizado como uma medida preventiva da poluição aquática onde a matéria orgânica será convertida em compostos gasosos através de processos mediados por microorganismos. Alguns destes gases podem apresentar efeitos adversos na atmosfera, uma vez que grande parte dos materiais desta atividade microbiana são os gases responsáveis pelo efeito estufa. Considerando tais vias metabólicas naturais, os alagados construídos, podem ser considerados um risco já que a poluição aquática está sendo evitada com sua utilização, mas está sendo convertida em poluição atmosférica. O presente estudo objetivou conhecer a produção e as possíveis vias de emissão de metano em pequenos alagados construídos analisando os efeitos da eutrofização e o papel das macrófitas aquáticas na circulação do metano nestes ambientes aquáticos. Com base nos objetivos propostos, tanques experimentais foram construídos e abastecidos com material (sedimento, água e macrófitas aquáticas) proveniente de duas lagoas (uma eutrofizadas artificialmente e uma lagoa foi tomada como controle). O processo de experimentação mostrou que os alagados artificiais são capazes de produzir metano e emitir através de bolhas, difusão na coluna d'água e emissão através da comunidade de macrófitas aquáticas emergentes. Foi possível evidenciar a influência positiva do lançamento de efluentes domésticos, aumentando a concentração de matéria orgânica para a metanogênese e reduzindo as concentrações de oxigênio dissolvido no sistema experimental, que também influenciava positivamente o processo de formação de metano. As macrófitas aquáticas mostraram através deste experimento a sua contribuição para a oxidação de suas raízes e rizomas, favorecendo os organismos metanotróficos, e possivelmente são responsáveis pela emissão direta de parte do metano sintetizado no sedimento destes ambientes.

Palavras-chave: alagados construídos, eutrofização, *Typha domingensis*, metano, coluna d'água, sedimentos

ABSTRACT

The constructed wetlands (CW) aiming to reduce the concentrations of nutrients of effluents has become a common practice on the last years, being a system used as a preventive form to reduce the aquatic pollution where the organic matter will be converted into gaseous compounds through processes mediated by microorganisms. Some of these gases can exhibit adverse effects on atmosphere, once a great amount of materials by this microbiological activity are the greenhouse gases. Considering the natural metabolic pathways, the constructed wetlands, can be considered a risk because the aquatic pollution that is avoided with its utilization, but it has been converted into atmospheric pollution. This study aims to understand the production and the possible pathways of methane emission in small constructed wetlands, analyzing the eutrophication effects and the role of the macrophytes on methane circulation processes in aquatic environments. Considering the proposal objectives, experimental systems were constructed and supplied with materials (sediments, water and macrophytes) comes from two lakes (one more eutrophised and another one was used as control). The experimental process exhibited that the constructed wetlands are able to produce methane and release it through bubbles, by diffusion on water column and release it by the emergent macrophyte community. The positive influence of wastewater was proved, and it promotes the increase of organic matter for the methanogenesis and it reduces the concentrations of dissolved oxygen on the experimental system, which also influence positively the process of methane formation. The macrophytes exhibited that through this experiment its contribution for its roots oxidation, suiting the methanotrophic organisms, and possibly are responsible by the direct emission of part of the methane produced on sediments on these environments.

Key-words: constructed wetlands, eutrophication, *Typha domingensis*, methane, water column, sediments.

1. INTRODUÇÃO

O metano (CH₄) é um gás extremamente importante, sendo um dos gases responsáveis pelo efeito estufa, e possui grandes fontes naturais e antropogênicas (Bouwman, 1990; Neue *et al.*, 1995; Duan *et al.*, 2005). Este gás estufa é capaz de absorver e emitir radiação infravermelha (com alto potencial de aquecimento), com capacidade de absorção superior a gases como o CO₂ e o vapor d'água (Wang *et al.*, 1976). A concentração atmosférica atual de CH₄ é de aproximadamente 1,8 ppm sendo mais que o dobro da concentração atmosférica registrada durante o período pré-industrial (Dickinson & Cicerone, 1986). Entre todos os gases do efeito estufa presentes na atmosfera, o CH₄ assume uma significância considerável nos anos mais recentes devido a seu impacto nas condições climáticas da Terra e na química estratosférica do ozônio (Jugsujinda *et al.*, 1998; Singh *et al.*, 2000).

Durante as duas últimas décadas, as concentrações de CH₄ na troposfera continuamente aumentaram cerca de 1,1% ao ano, e este comportamento tem despertado grande interesse e estimulado muita pesquisa na produção e transporte de CH₄ em ambientes aquáticos e áreas alagadas naturais (Blake & Rowland, 1988; Singh *et al.*, 2000). O processo de decomposição do CH₄ conduz a uma produção de vapor d'água na troposfera, este processo não é observado na estratosfera. Segundo Baird (2000) quando o CH₄ atinge a estratosfera, ele sofre um processo de oxidação gerando monóxido de carbono que é responsável pelo agravamento do efeito estufa. (Reação I):

Reação I:



Para melhor compreensão do processo de formação de CH₄ em ambientes aquáticos, é preciso compreender o ciclo biogeoquímico do carbono nestes ambientes. A Figura 1 ilustra as principais etapas relacionadas com este ciclo biogeoquímico. Os processos aeróbicos que ocorrem neste ciclo são: fotossíntese e respiração aeróbia; e os processos anaeróbicos são: oxidação da matéria orgânica e a metanogênese (que pode ser considerada um tipo de fermentação).

A fotossíntese (Reação II) e a respiração (Reação III) debelam os horizontes aeróbicos (domínio atmosférico, e zonas oxidadas do compartimento pedológico), onde a matéria orgânica é reduzida, e o carbono da molécula de CO₂ funciona como doador de elétrons para o processo fotossintético e o O₂ funciona como acceptor terminal de elétrons no processo de respiração (Mitsh & Gosselink, 2000).

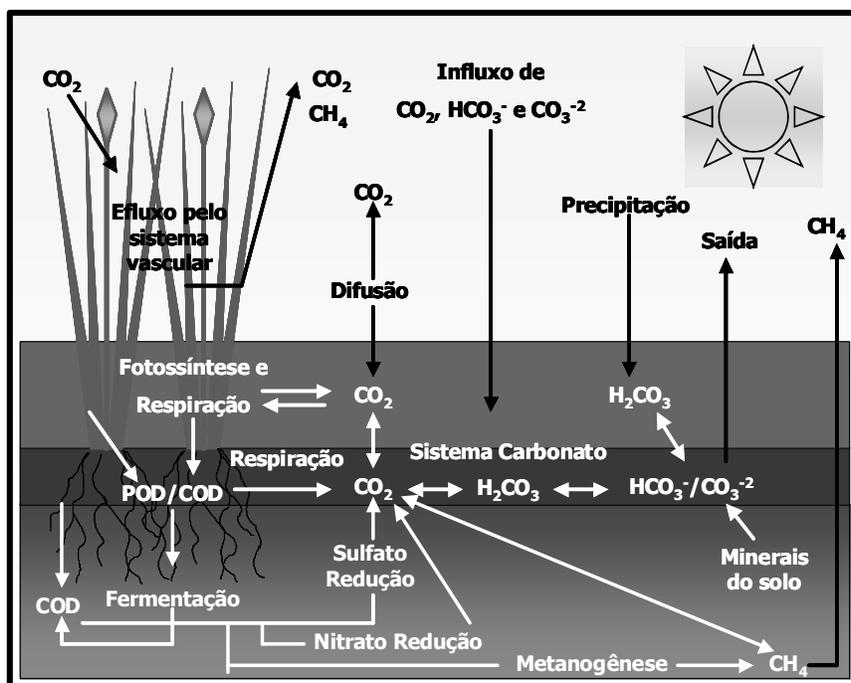
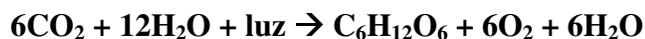
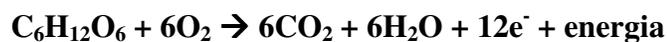


Figura 1: Esquematização das etapas do Ciclo do Carbono em Áreas Alagadas.

Reação II:



Reação III:



A degradação de matéria orgânica por reação aeróbia (Reação III) é muito eficiente em transferência de energia (Mitsh & Gosselink, 2000). Entretanto, devido a natureza anóxica das áreas alagadas, processos anaeróbicos que são menos eficientes na transferência de energia ocorrem na proximidade com os processos aeróbicos. Duas das maiores vias metabólicas que ocorrem em condições de anoxia são os processos de oxidação anaeróbia da matéria orgânica e a metanogênese (Mitsh & Gosselink, 2000).

A fermentação ocorre quando a matéria orgânica é o aceptor terminal de elétrons na respiração de microorganismos e forma vários ácidos e álcoois de baixo peso molecular e CO₂, tal processo ocorre em sedimentos dos alagados sendo mediado por organismos aeróbicos facultativos e/ou anaeróbicos (Mitsh & Gosselink, 2000). O processo de formação de ácido láctico (Reação IV) e etanol (Reação V) a partir de material orgânico constituem exemplos de fermentação. Ainda que estudos sobre o processo de fermentação *in situ* sejam raros, sabe-se que o processo de fermentação desempenha papel central na provisão de substratos para outros organismos anaeróbicos em sedimentos e solos alagados (Mitsh & Gosselink, 2000).

Reação IV:

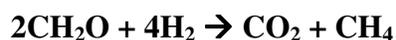


Reação V:



Na metanogênese, as bactérias metanogênicas usam CO₂ como aceptor de elétrons para a produção de CH₄ (Reação VI). O CH₄ produzido durante este passo do ciclo do carbono pode ser liberado para a atmosfera quando o sedimento dos alagados é perturbado, fazendo com que bolhas de CH₄ sejam liberadas para a superfície (Mitsh & Gosselink, 2000). A produção de CH₄ requer condições extremamente reduzidas, com potencial redox abaixo de 20 mV. É um processo mediado por organismos classificados como metanogênicos, tais como Archaeae e organismos procarióticos que inclui os halófilos obrigatórios e termófilos (Mitsh & Gosselink, 2000).

Reação VI:



O sedimento é o compartimento dos ecossistemas aquáticos continentais onde o CH_4 é produzido através da matéria orgânica metabolizada por outros organismos, e que está disponível para o processo (Marinho *et al.*, 2004). Podemos estratificar o sedimento em ambientes aquáticos de acordo com os principais processos metabólicos, sendo as camadas superficiais (primeiros milímetros) o sítio onde ocorrem os processos metabólicos de natureza aeróbia. Conforme o oxigênio vai se extinguindo, outros processos vão aparecendo, sendo caracterizados como processos anaeróbicos (exemplos: desnitrificação, redução de metais, sulfato redução e metanogênese). A estratificação do sedimento está representada na Figura 2.

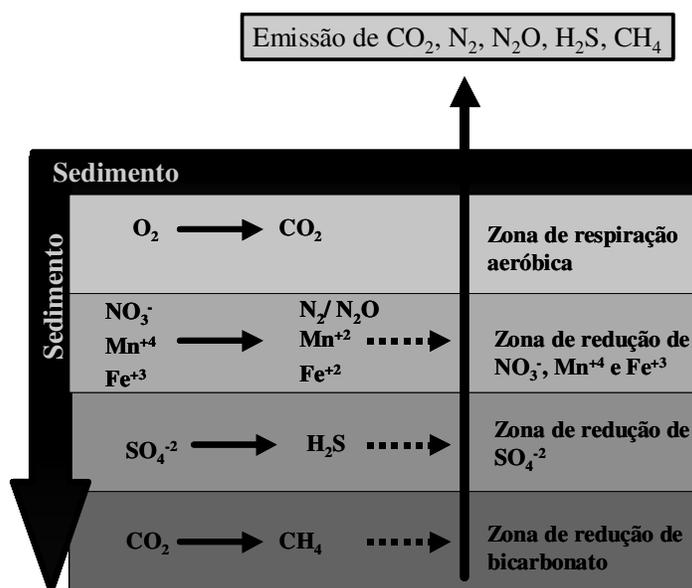


Figura 2: Representação esquemática da estratificação do compartimento sedimentar em ecossistemas aquáticos (Fonte: Marinho *et al.*, 2004).

O CH_4 é um composto resultante da degradação de diversos compostos orgânicos em zonas anaeróbicas de compartimentos pedológicos densamente colonizados por bactérias metanogênicas (Garcia *et al.*, 2000). Este processo é denominado metanogênese, e corresponde ao último estágio da decomposição do carbono na sua forma orgânica sob condições anaeróbicas, utilizando-se uma grande variedade de aceptores de elétrons (como por exemplo: nitrato, sulfato, ferro, manganês, dióxido de carbono e compostos orgânicos intermediários). Esta etapa da ciclagem do carbono nos ecossistemas pode ocorrer no trato gastrintestinal de animais, em solos inundados, ambientes alagados e habitats geotérmicos (Fenchel *et al.*, 1998; Minello, 2004).

O CH_4 em condições de anaerobiose pode ser oxidado a CO_2 por bactérias denominadas metanotróficas, que colonizam camadas superficiais de sedimentos e a coluna d'água, que constituem regiões oxigenadas dos ecossistemas aquáticos (Figura 3). A emissão de CH_4 para a atmosfera pode ocorrer através do processo de difusão via coluna d'água ou ainda por meio da formação de bolhas (Figura 3). A formação de bolhas é um importante mecanismo de liberação quando se constata altas concentrações de CH_4 nos sedimentos, diminuindo a ocorrência de oxidação na coluna d'água. Uma outra via de emissão de CH_4 para a atmosfera consiste no processo mediado por espécies de macrófitas aquáticas emergentes.

O processo de metanogênese é controlado e influenciado pela temperatura do sistema, salinidade, potencial redox, pH do meio e pela disponibilidade de substratos orgânicos que são responsáveis pelo desencadeamento de todo o processo e pela concentração de nutrientes disponíveis. Estas variáveis são mencionadas na literatura como fatores limitantes para a formação de CH_4 em áreas alagadas naturais, de acordo com Fey & Conrad (2000).

Segundo Van-Hulzen *et al.* (1999), a temperatura atua como fator limitante da concentração de metano em ambientes aquáticos. Estes autores demonstraram através de experimentos em incubação de solos que em temperaturas baixas os aceptores de elétrons e a biomassa metanogênica limitam a produção de metano por um longo período de tempo levando ao baixo fluxo potencial de CH_4 nos ecossistemas aquáticos em baixas temperaturas.

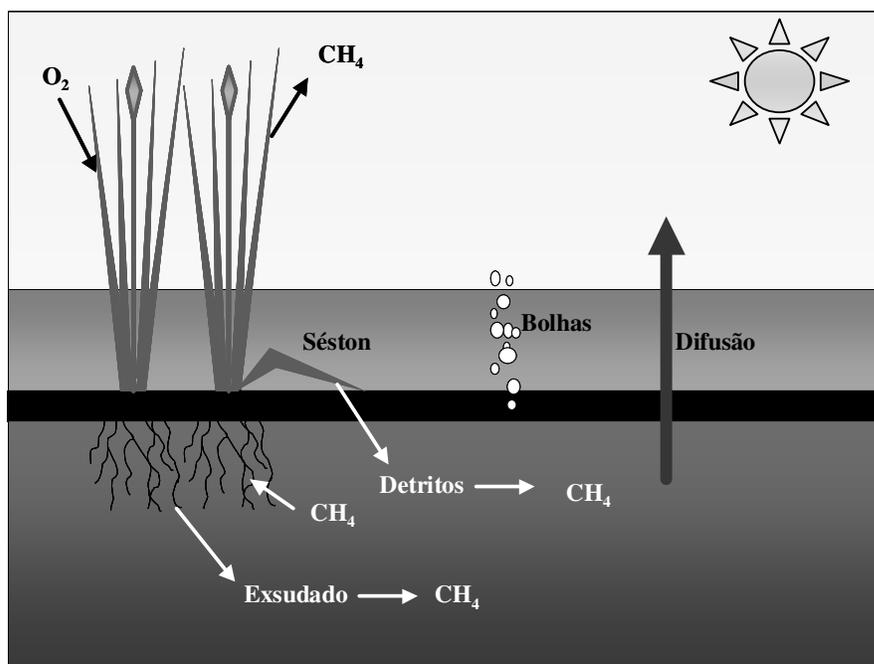


Figura 3: Esquemática do Ciclo do CH_4 em ecossistemas aquáticos (Adaptado de Marinho *et al.*, 2004).

Considerando que a metanogênese pode ser caracterizada como um processo metabólico anaeróbico, este processo depende de condições com reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido. Níveis de concentração de oxigênio dissolvido também influenciam o processo, uma vez que a metanogênese ocorre em ambientes com características redutoras (Bodegom & Stams, 1999). Segundo Bodegom & Stams (1999), quando as concentrações de oxigênio dissolvido encontram-se acima de $0,65 \mu\text{M}$ elas são capazes de inibir por completo a formação de metano. No entanto, o oxigênio é completamente consumido logo nos primeiros milímetros do sedimento dos ecossistemas aquáticos (Amaral & Knowles, 1995).

Adicionalmente, as concentrações de CH_4 nos ambientes aquáticos podem ser influenciadas pela salinidade dos ambientes e pela concentração de sulfato. Em ambientes ricos em sulfato, as bactérias sulfato-redutoras são responsáveis pela degradação de grande

parte da matéria orgânica, reduzindo-a à gás sulfídrico (H₂S) (Castro *et al.*, 2000). Devido à maior afinidade por H₂ e por apresentarem taxas de crescimento mais elevadas (Kristjansson *et al.*, 1982; Robinson & Tiedje, 1984), as bactérias sulfato-redutoras mantêm as concentrações de H₂ em níveis menores do que os metanogênicos necessitam (Lovley, 1985; Cord-Ruwisch *et al.*, 1988). Conseqüentemente, a produção de metano é geralmente inibida quando há adição de sulfato no sedimento de áreas alagadas (Lovley *et al.*, 1982).

No entanto, se há substratos suficientes, os dois processos, a metanogênese e a sulfato-redução, podem ocorrer simultaneamente (Ward & Winfrey, 1985). Estudos mais recentes demonstraram que em ambientes aquáticos com elevados valores de salinidade a produção de solutos orgânicos garante substratos que apenas um grupo restrito de metanogênicos consegue degradar, por isso, estes têm sido chamados de “substratos não competitivos” (Keltjens & Vogels, 1993; Oren, 1994; Munson *et al.* 1997; Thauer, 1998).

As áreas alagadas naturais são amplamente reportadas na literatura como maiores fontes naturais de CH₄ para a atmosfera (Baird, 2000). Estes ambientes estão inseridos na interface entre os meios terrestre e aquático, sendo uma área caracterizada por inundação temporária ou permanente, onde se constata a variação no nível de água e colonização da área alagada por uma vegetação característica constituída principalmente por macrófitas aquáticas, adaptadas a tais condições ambientais. Há uma diversidade de alagados naturais, que vão se diferenciar em função dos fatores descritos na Figura 4.

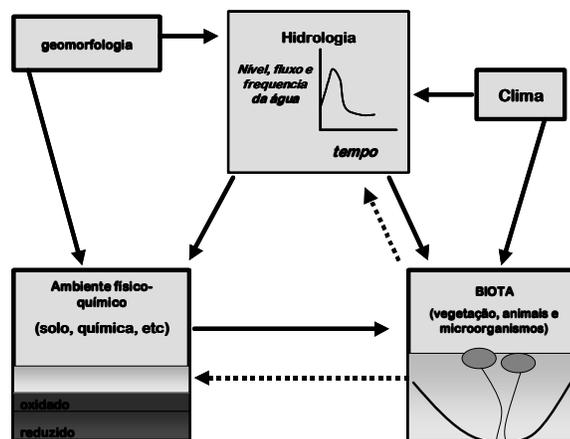


Figura 4: Fatores que diferenciam as áreas alagadas. As setas contínuas representam os fatores que exercem efeito direto e setas descontínuas representam os fatores que afetam indiretamente estes ambientes. (Fonte Mitsch & Gosselink, 2000).

Os alagados são amplamente encontrados pelo mundo, exceto na Antártida, sendo observados em todas as demais diversidades climáticas. A distribuição de áreas alagadas naturais pelo mundo também é importante. Primeiramente, porque o clima influencia a produção de CH₄ e sua emissão. Os alagados localizados em áreas tropicais vão emitir CH₄ durante todo o ano, e as áreas alagadas de clima temperado vão concentrar a sua produção durante os meses mais quentes do ano; em áreas cobertas por gelo, a emissão de CH₄ não vai ocorrer. Com base em muitas estimativas, a extensão das áreas alagadas pelo mundo compreende cerca de 7 a 9 milhões de km², ou cerca de 4 a 6% da área da superfície continental do planeta (Mitsch & Gosselink, 2000). Dentro deste percentual, aproximadamente 56% desta área total estimada corresponde a áreas alagadas em ambientes tropicais (2,6 milhões de km²). Devido à sua ampla ocorrência e posição de interface, os alagados naturais são áreas importantes para a ciclagem biogeoquímica de elementos, sendo regiões consideradas como “filtro natural”, uma vez que são ambientes receptores de águas provenientes de corpos hídricos e efluentes de fontes naturais ou de origem antrópica.

Do ponto de vista histórico, os alagados na sua forma natural têm sido usados como locais convenientes para lançamentos de esgotos (Kadlec & Knight, 1996), e isto se deve, principalmente, a sua proximidade em relação aos canais fluviais (Vymazal *et al.*, 1998). Durante os últimos 20-30 anos os alagados construídos foram evidenciados pelo mundo principalmente na qualidade de ambientes destinados ao tratamento de esgotos em áreas com baixa densidade populacional e com relação à possibilidade de aplicação de um tratamento apropriado ao esgoto que está sendo gerado. Nestas últimas décadas o uso de alagados construídos para o controle da poluição aquática tem sido motivo para muita discussão, que é responsável pela intensificação da pesquisa e experimentos que estão gerando ainda mais conhecimento acerca desta utilização.

Hoje em dia os alagados construídos têm sido utilizados no tratamento de esgotos residenciais, municipais, industriais, agrícolas, etc, já que estes sistemas surgiram como alternativa pra resolver o problema de áreas subdesenvolvidas, porque nestas regiões, há uma grande carência relacionada ao tratamento de esgotos. O uso de alagados construídos exerce importante papel no tratamento destes efluentes domésticos e no controle da poluição de águas em muitas partes do mundo, em especial nos países desenvolvidos. E,

conseqüentemente, este uso mais abrangente nestes países é devido a grande experiência e conhecimentos baseados em trabalhos práticos e científicos.

Os alagados construídos são considerados uma “tecnologia promissora”, porque tais sistemas utilizam processos naturais; têm construção, operação e manutenção simples; são estáveis e eficientes. Desta maneira, eles têm sido amplamente usados no tratamento de esgotos domésticos e no controle de poluição de águas em muitas partes do mundo (Liikanen & Martikainen, 2003). Nestes alagados artificiais, os nutrientes e matéria orgânica são permanentemente removidos dos compartimentos terrestre e aquático e são convertidos por meio de processos microbiológicos a compostos dissolvidos e gasosos que serão liberados para a água e a atmosfera. Alguns destes gases (CO_2 , CH_4 e N_2O) podem apresentar efeitos adversos na atmosfera, uma vez que são os gases estufa, responsáveis pelo aquecimento global, fenômeno amplamente discutido na atualidade. Então, os alagados construídos podem ser considerados um risco já que a poluição aquática está sendo evitada com sua utilização, mas está sendo convertida em poluição atmosférica (Liikanen & Martikainen, 2003).

As áreas alagadas constituem uma das maiores fontes naturais de emissão de CH_4 , liberando entre 100 e 200 Tg/ano para a atmosfera (Cicerone & Oremland, 1988; Fung *et al.*, 1991; IPCC, 1992; Lelieveld & Crutzen, 1993; Singh *et al.*, 2000). Juntamente com as plantações de arroz, os alagados naturais contribuem com mais de 40% da emissão global de CH_4 para a atmosfera, entretanto este dado tem aumentado cerca de 1% ao ano, de acordo com Pearman *et al.* (1986); tendo uma contribuição de aproximadamente 15% para o efeito estufa (Rodhe, 1990). Estes ecossistemas são importantes, e devem ser considerados ecossistemas-chave para a modelagem da química atmosférica e mudanças climáticas globais, pois são as maiores fontes de CH_4 . De acordo com Lannes (2004), estes ambientes são identificados como sistemas aquáticos com alta capacidade de remoção de nutrientes de águas poluídas. Por esta razão, os alagados construídos têm sido amplamente usados como alternativa para o tratamento de esgotos domésticos juntamente com efluentes agrícolas e industriais.

Nos sedimentos anóxicos das áreas alagadas naturais, a metanogênese ocorre na presença de altos níveis de material orgânico lábil e na ausência de aceptores de elétrons inorgânicos alternativos, como o sulfato (Martens & Berner, 1974). A atividade

metanogênica em alagados envolve mecanismos fisiológicos de plantas e microorganismos que são regulados por fatores climáticos e edáficos. A ocorrência destes processos em ambientes heterogêneos resulta em grandes variações nos fluxos de CH₄, que estão comumente sofrendo alterações na escala de horas e metros (Bartlett & Harriss, 1993).

O processo de emissão de CH₄ nestes ambientes é resultado de uma seqüência de eventos, começando com a entrada de material detritico proveniente da comunidade vegetal que coloniza a área e exsudados radiculares no solo, seguido pela fermentação do conteúdo de matéria orgânica do solo em substrato metanogênico, metanogênese, e subsequente re-oxidação.

A taxa de produção de CH₄ é limitada pela disponibilidade de substrato da produção primária das plantas e decomposição da matéria orgânica do solo, sendo regulada por fatores climáticos e edáficos como temperatura, dimensões da coluna d'água e pH (Valentine *et al.*, 1994; Conrad, 1989). A maioria do CH₄ produzido é oxidado por organismos metanotróficos presentes nas camadas oxidadas e anóxicas do solo, antes de ser emitido para a atmosfera (King, 1990).

As bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbicas, produzem CH₄ como resultado final do seu metabolismo utilizando para a produção de CH₄ substratos como acetato, formato e hidrogênio (Fenchel *et al.*, 1998; Segers & Kengen, 1998), sendo sua importância para o ciclo do carbono amplamente conhecida (Boone, 1991). Estes organismos colonizam o compartimento sedimentar em água doce e salina, colonizando também o trato digestivo de animais (Jones, 1991). Em ambientes aquáticos, o sedimento é o principal sítio de metanogênese, entretanto, quando a coluna d'água apresenta condições anaeróbicas o compartimento aquático pode ser responsável por uma significativa produção de CH₄ (Kiene, 1991).

A maioria dos ecossistemas aquáticos tropicais é raso, possibilitando o desenvolvimento da comunidade de macrófitas aquáticas (Esteves, 1998). As macrófitas aquáticas exercem importante influência na dinâmica do CH₄ nestes ambientes, uma vez que esta comunidade aprovisiona matéria orgânica para os organismos metanogênicos (Neue *et al.*, 1997). Além de contribuírem para a provisão de matéria orgânica, as macrófitas aquáticas são responsáveis pela liberação de CH₄ para a atmosfera por intermédio de um mecanismo interno de transporte de gases (Gatts *et al.*, 2003). O

transporte de gases das macrófitas para a atmosfera e vice-versa ocorre através do aerênquima destas espécies emergentes (Boom & Sorrell, 1995; Yavitt & Knapp, 1995; Kulshreshtha *et al.*, 2000; Holzapfel-Pschorn *et al.*, 1986; Schulz *et al.*, 1989). Uma forma alternativa de liberação de CH₄ para a atmosfera consiste na difusão do CH₄ dissolvido pela coluna d'água e liberação das bolhas de gás para a atmosfera (Neue *et al.*, 1997).

As macrófitas aquáticas também são importantes para o processo de oxidação de CH₄, uma vez que suas raízes e rizomas são capazes de promover a oxigenação do sedimento, permitindo o desenvolvimento de bactérias metanotróficas, que são as bactérias responsáveis pela oxidação de CH₄ em CO₂ (King, 1994).

Considerando o papel desempenhado pela comunidade de macrófitas aquáticas para a dinâmica do ciclo do carbono, em especial, para a emissão de CH₄ em alagados, é evidente a importância do estudo das influências exercidas pela comunidade de macrófitas aquáticas nos processos biogeoquímicos do CH₄ em ecossistemas aquáticos tropicais. As alarmantes mudanças globais que têm sido atribuídas às emissões de CH₄ levantam questões sobre como estas mudanças já têm afetado o clima e os ciclos biogeoquímicos na Terra e como vai continuar afetando (Kiene, 1991).

1.1. Macrófitas Aquáticas:

As macrófitas aquáticas, segundo Esteves (1998), são vegetais que durante a sua evolução migraram do ambiente terrestre para o aquático, e apresentam várias características comuns a vegetais terrestres como, presença de cutícula e de estômatos. Colonizam uma diversidade de ambientes, pois apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica.

Macrófitas emergentes são responsáveis pela condução de oxigênio presente na atmosfera para a região radicular gerando um ambiente oxidado no sedimento que é responsável pela oxidação do CH₄ mediada pelos metanotróficos (Holzapfel-Pschorn *et al.*, 1985). As macrófitas são fundamentais no que se refere à emissão de gases através do sistema vascular de espécies emergentes (Boom & Sorrell, 1995) (Figura 5A, B).

Dados da literatura sugerem que cerca de 50-90% de CH₄ gerado em uma área alagada colonizada por macrófitas é emitido através das plantas emergentes (Boom &

Sorrell, 1995), evidenciando a importância de gerar conhecimentos relacionados à contribuição das espécies de macrófitas que colonizam áreas alagadas para a emissão de CH_4 . Sedimentos que não são colonizados por macrófitas aquáticas são, na maioria das vezes, caracterizados por um grande volume de bolhas de gás que contém 50-90% de CH_4 (Chanton *et al.*, 1989; Martens & Chanton, 1989).

As plantas que se desenvolvem em áreas alagadas são morfologicamente adaptadas ao crescimento em sedimentos saturados de água em virtude dos grandes espaços de ar internos para transporte de oxigênio para a zona de raiz e rizomas (Figura 5). Este mecanismo se desenvolveu em resposta as condições de anoxia do solo, sendo uma estratégia interessante adotada pela vegetação que coloniza as áreas alagadas para promover a aeração de sua parte submersa através de um sistema de ventilação interno que conduz gases da atmosfera até suas raízes e rizomas. Estas estruturas responsáveis pelo fluxo convectivo de gases são chamadas de aerênquimas. Os aerênquimas podem conduzir oxigênio a zona de raiz e rizomas, promovendo a oxigenação desta região, podendo ainda conduzir outros compostos gasosos resultantes da degradação de matéria orgânica nos sedimentos, como é o caso do CH_4 .

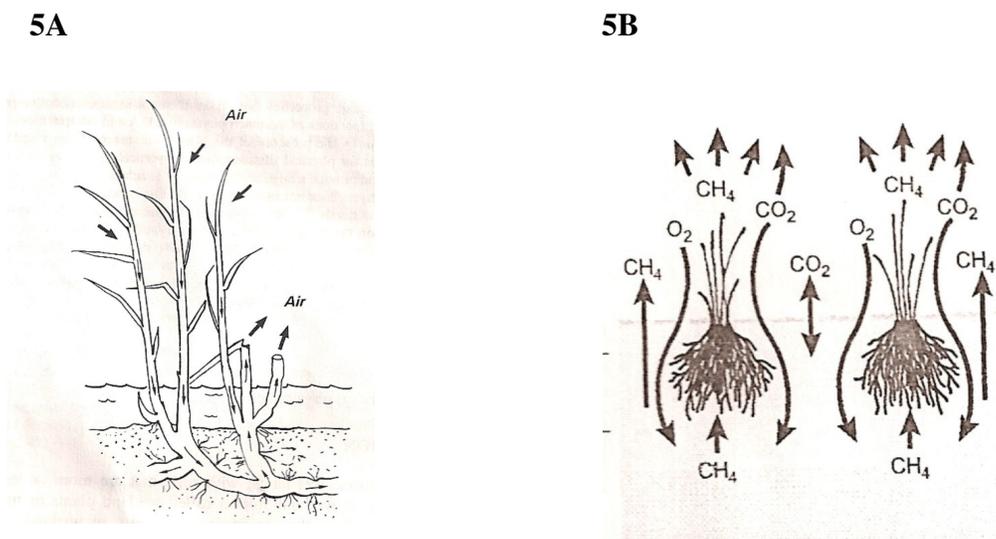


Figura 5 – Esquema dos aerênquimas em macrófitas aquáticas. Fluxo convectivo de oxigênio para as raízes e rizomas (5A) e fluxo de outros gases que são lançados pelas macrófitas para a atmosfera (5B). Figura 5A Fonte: Brix (1994) e Figura 5B Fonte: Joabson *et al.* (1999).

2. HIPÓTESES

O presente estudo foi desenvolvido a fim de testar algumas hipóteses que estão descritas a seguir:

Hipótese I. A presença de macrófitas aquáticas em alagados construídos é responsável pelo maior fluxo potencial de CH_4 , considerando que as macrófitas aquáticas constituem uma fonte de matéria orgânica para a metanogênese.

Hipótese II. O fluxo potencial de CH_4 em alagados construídos impactados por efluentes domésticos, onde não há limitação de substrato orgânico para a metanogênese, é maior do que nos sistemas construídos menos eutrofizados.

3. OBJETIVOS

Considerando as hipóteses anteriormente descritas, o presente estudo objetiva analisar o fluxo potencial de CH₄ em alagados construídos, avaliando a produção e as vias de emissão nestes sistemas artificiais. Podemos ainda mencionar alguns objetivos específicos que consistem em:

- i. Estudar as concentrações de CH₄ dissolvido na coluna d'água e o CH₄ em sedimentos de alagados submetidos à diferentes condições (presença/ausência de macrófitas) e ainda condições distintas de contaminação por esgotos domésticos;
- ii. Estimar emissões de CH₄ em alagados construídos a partir dos diferentes compartimentos que compõem o sistema (sedimento e coluna d'água), analisando o papel da comunidade de macrófitas aquáticas (*Typha domingensis*) para o processo;
- iii. Investigar a influência da eutrofização nas taxas de emissão de CH₄ nestes ambientes.

4. JUSTIFICATIVA

A Figura 6 (A) mostra a variação das concentrações atmosféricas de CH₄ e dióxido de carbono ao longo do tempo geológico registradas em testemunhos de gelo. Podemos analisar que ao longo do tempo geológico temos períodos de glaciação e períodos interglaciais (como o que estamos vivendo na atualidade). De acordo com estes dados, nos períodos interglaciais as concentrações destes gases estufa encontram-se mais elevadas, e é o acúmulo destes gases na atmosfera que promove as temperaturas mais elevadas, que são características dos períodos interglaciais (Petit *et al.*, 1999).

No entanto, sabemos que os gases estufa apresentam grandes fontes naturais e antropogênicas que passaram a influenciar nas concentrações atmosféricas de CH₄ não a partir da Revolução Industrial, como se pensava antes, mas com o surgimento das práticas agrícolas na Mesopotâmia e China há aproximadamente 11 mil anos atrás, antes da disseminação do uso dos combustíveis fósseis (200 anos atrás), que vieram para agravar ainda mais as concentrações atmosféricas de gases estufa como podemos verificar na Figura 6 (B).

No contexto do aquecimento global, a quantificação das emissões de gases estufa proveniente de fontes naturais e antropogênicas na superfície da Terra são reconhecidas como prioridade (Minello, 2004).

Atualmente sabemos que os ambientes aquáticos são responsáveis pela emissão de uma porcentagem de gases estufa, especialmente CH₄, CO₂ e N₂O. A necessidade de se conhecer com maior nível de detalhamento a circulação de CH₄, bem como suas vias de emissão, seus fatores controladores e sítios preferenciais de produção é amplamente reportada na literatura. Esta necessidade existe principalmente devido à importância deste gás no aquecimento global, e especificamente no caso de ambientes aquáticos e áreas alagadas, esta importância é amplificada, uma vez que, a literatura informa que as áreas alagadas são os grandes produtores de CH₄ do mundo.

A importância de se conhecer os mecanismos que atuam no processo de produção e emissão de gases estufa em áreas alagadas e sua participação na circulação global do CH₄ são ressaltadas porque os alagados construídos têm sido utilizados amplamente para

tratamento de efluentes domésticos, e não se sabe o comportamento do ciclo do CH_4 nestes ambientes em regiões tropicais.

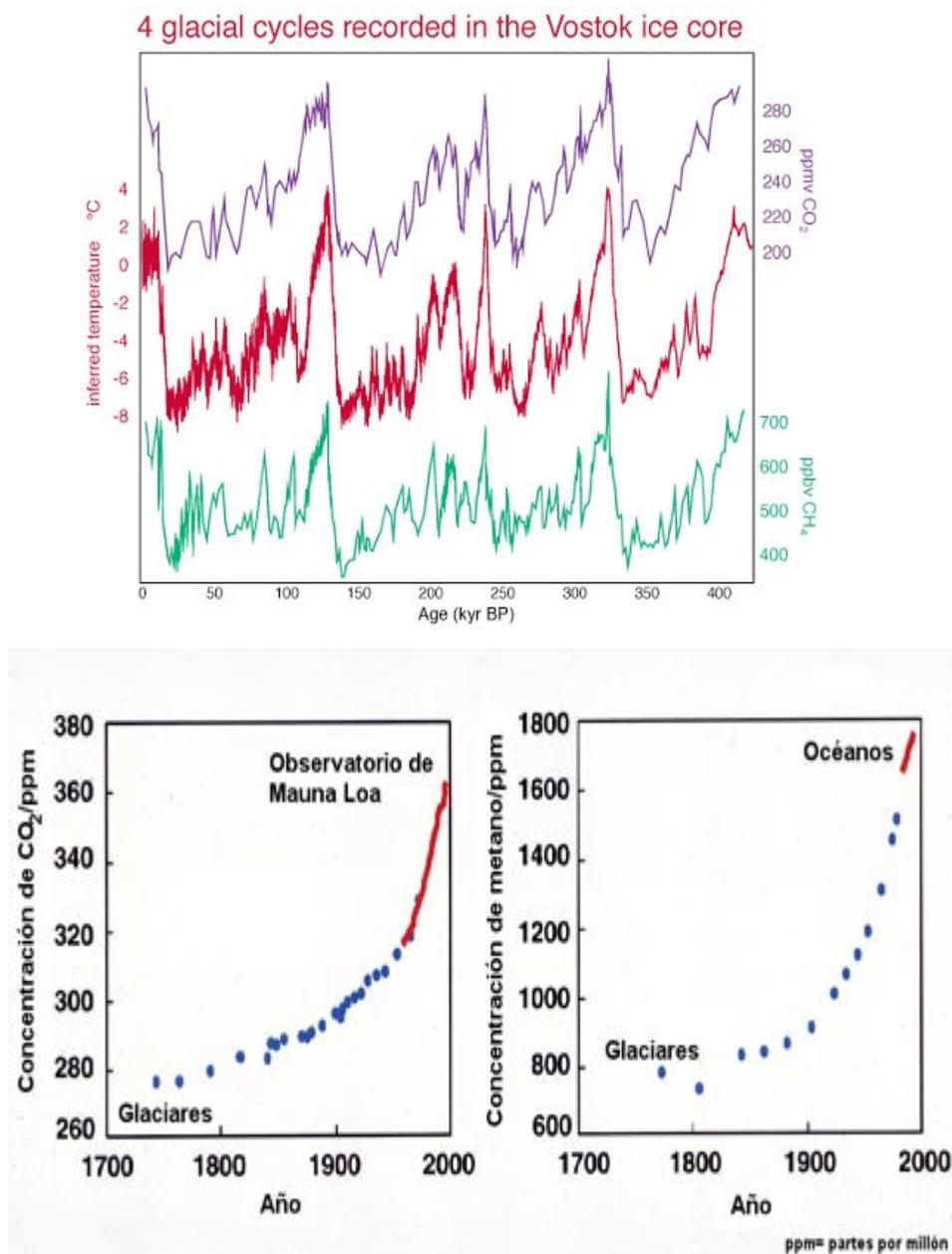


Figura 6: (A) Gráfico de registros de temperaturas e das concentrações atmosféricas de CO_2 e CH_4 em testemunhos de gelo. (B) Concentrações atmosféricas médias de CO_2 e CH_4 registradas no observatório de Mauna Loa a partir de 1700 até o ano 2000. Fonte: Petit *et al.*, 1999.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. ÁREA DE ESTUDO

A Lagoa do Vigário localiza-se na área urbana do município de Campos dos Goytacazes (21° 45' 15" S, 41° 19' 28" W), sendo o município mais populoso da região norte fluminense. A região é caracterizada por dois períodos climáticos distintos, sendo entre outubro e abril, que caracteriza o verão, com temperaturas médias superiores a 25°C e o segundo entre maio e setembro, evidenciado por temperaturas mais amenas com temperaturas médias maiores que 19°C. O clima na região é caracterizado por um padrão de variação térmica e pluviométrica bem marcada ao longo ano, com os maiores índices ocorrendo entre os meses de setembro e janeiro (FEEMA, 1993).

A Lagoa do Vigário (Figura 7) localiza-se entre os bairros de Guarus e Parque Prazeres, ambos situados na cidade de Campos dos Goytacazes. Apresenta uma área total de aproximadamente 0,3 km², apresenta intenso desenvolvimento marginal de uma população que se instalou no entorno da lagoa a partir da década de 60. A lagoa é densamente colonizada por bancos de macrófitas aquáticas emergentes (*Typha domingensis*) e flutuantes (*Eichhornia crassipes*) que é uma espécie móvel que forma um extenso aglomerado que migra na lagoa de acordo com a predominância dos ventos (Lannes, 2004).

A lagoa constitui um corpo d'água receptor de efluentes domésticos advindos das moradias que se instalaram nesta região. Uma porcentagem das margens da lagoa sofreu o processo de aterramento, promovendo redução de boa parte das áreas alagáveis desta lagoa.

A Lagoa do Vigário apresenta pH em torno de 7,5 e condutividade elétrica em torno de 0,7 mS.cm⁻¹. Embora a qualidade das águas da Lagoa do Vigário não seja boa, é possível constatar a atividade pesqueira e recreativa intensificada na lagoa, que é praticada especialmente por moradores das adjacências. Estas práticas foram frequentemente observadas durante o período de amostragem, e evidenciadas em trabalhos anteriores (Lannes, 2004).

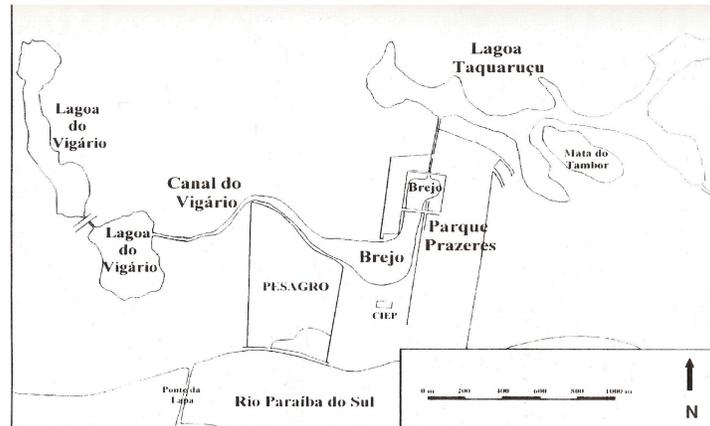


Figura 7: Mapa de localização da lagoa urbana localizada no município de Campos dos Goytacazes – Lagoa do Vigário.

A Lagoa de Cima (Figura 8), adotada como área controle deste trabalho experimental, está localizada na porção norte do Estado do Rio de Janeiro, no município de Campos de Goytacazes (21° 45' 23" S, 41° 19' 49" W) distante 286km da cidade do Rio de Janeiro.

Sua formação geológica é caracterizada como a formação mais antiga da região norte fluminense, e segundo Soffiati Netto (1985), teria sua origem provavelmente no limite do Terceário Superior – Pleistoceno. O processo fluvial se originou no Quaternário e o lago teria se estabelecido no Holoceno (Luz, 2003). Sua bacia de drenagem ocupa uma área equivalente a 986 km² e é formada pelas contribuições do rio Imbé, com uma carga média anual de 10,5m³/s e pelo rio Urubu com 1,25m³/s (Luz, 2003).

A Lagoa de Cima apresenta águas doces com salinidade em torno de 50 µS, sua profundidade máxima varia com a estação do ano e pode oscilar de 3 a 3,5m com profundidade máxima de 5 metros (Luz, 2003).

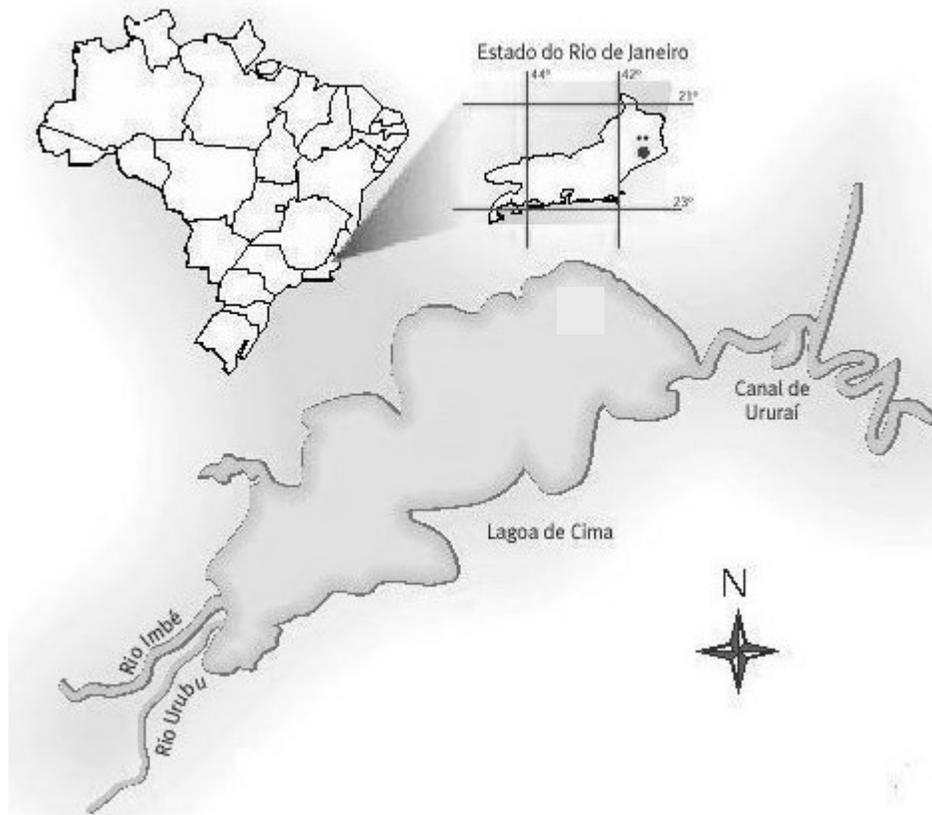


Figura 8: Mapa de localização da Lagoa de Cima, destacando os rios contribuintes (Rio Imbé, Rio Urubu) e o Canal de saída - Rio Ururai.

O clima da região é quente e sub-úmido seco, com temperaturas médias de 19-23°C, com máxima de 34°C. Suas precipitações médias estão em torno de 1100-1300mm, com concentração em janeiro (FEEMA, 1993). Os períodos de seca e chuva são bem definidos na região e estão associados às estações de inverno e verão (Pedrosa & Resende, 1999).

5.2. MONTAGEM DO TRABALHO EXPERIMENTAL E PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

A construção dos tanques experimentais foi adaptada do trabalho de Lannes (2004). Considerando o objetivo proposto pelo presente estudo, foram construídos dois sistemas hidráulicos contendo seis caixas de amianto de 40 litros e uma caixa de amianto de 200 litros responsável pelo abastecimento geral. Em cada uma das caixas foi montado um sistema de entrada de água por gotejamento na superfície da coluna d'água estabelecida, e um sistema de saída de água controlando a coluna d'água (a profundidade da coluna d'água foi equivalente a 15 cm) em cada uma das caixas de amianto constituintes do sistema experimental (Figura 9).

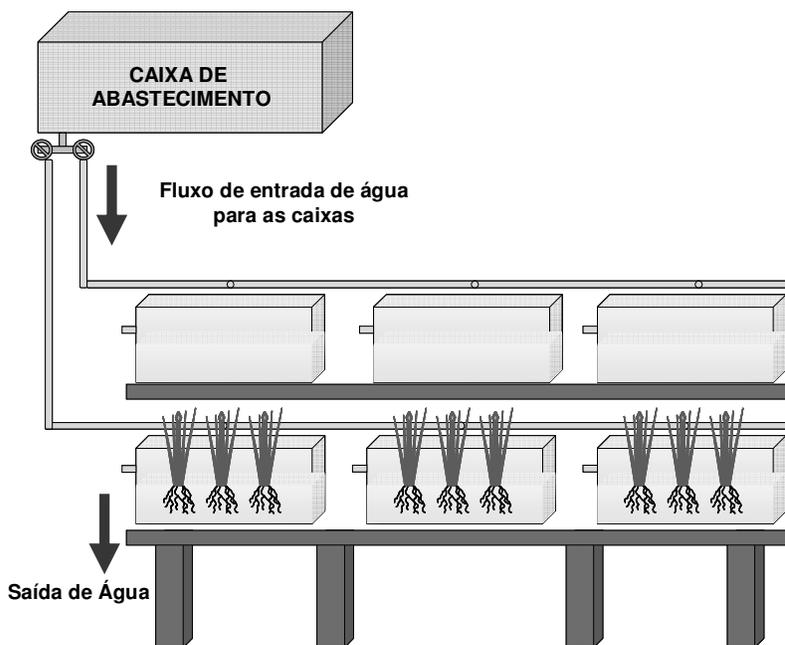


Figura 9: Desenho esquemático do modelo experimental adotado no presente estudo, adaptado de Lannes (2004). Para cada uma das Lagoas (Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima) foi feita uma estrutura experimental como esta especificada acima.

Cada sistema hidráulico montado foi abastecido por água proveniente de uma lagoa com características hidroquímicas distintas localizadas na região de Campos dos Goytacazes. As lagoas selecionadas para o trabalho experimental foram: Lagoa do Vigário (para investigar o efeito da eutrofização sobre a metanogênese em ambientes naturais) e a Lagoa de Cima (adotada como controle).

A cada tanque foram introduzidos aproximadamente 40 dm³ de sedimento proveniente do sistema aquático correspondente (Lagoa do Vigário – em seis caixas de amianto e Lagoa de Cima – nas seis caixas de amianto remanescentes). Na Lagoa do Vigário o sedimento foi coletado na porção central evitando influências de áreas marginais, com o auxílio de barco de alumínio e busca-fundo. Posteriormente o sedimento correspondente a cada uma das seis caixas de amianto foi alocado em sacos plásticos previamente identificados. Na Lagoa de Cima foi adotado o mesmo procedimento. No ato da colocação do sedimento nas caixas de amianto, foram colocados 10 L de água da Lagoa, para propiciar sua melhor acomodação.

Após a introdução do sedimento no sistema foi dado o prazo de 1 mês para a estabilização das zonas que caracterizam o compartimento sedimentar. O substrato sedimentar adotado foi caracterizado quanto à sua distribuição granulométrica através de peneiramento do sedimento seco, após homogeneização e quarteamento das amostras, utilizando-se um jogo de peneiras em aço com malhas de 1 mm, 212 µm e 63 µm dispostas verticalmente. Para cada uma das lagoas, uma alíquota de sedimento foi separada para posterior determinação do teor de matéria orgânica por gravimetria após combustão.

A macrófita *Typha domingensis* foi adotada neste trabalho experimental, sendo uma espécie de macrófita emergente amplamente abordada na literatura científica como grande fonte de carbono para os ecossistemas aquáticos continentais (Wetzel, 1993).

Em três caixas de amianto nos sistemas das diferentes lagoas, foram plantados cinco espécimes jovens (por caixa) da macrófita aquática emergente *Typha domingensis* (Figura 10) previamente podadas antes da sua implantação no sistema, enquanto os demais tanques permaneceram sem vegetação aquática. Os espécimes implantados nas caixas experimentais da Lagoa do Vigário foram coletados na Lagoa do Vigário (bancos de macrófitas localizados nas adjacências) e os espécimes alocados nos tanques da Lagoa de

Cima foram coletados na Lagoa do Campelo, em virtude da ausência desta espécie de macrófita aquática emergente na Lagoa de Cima.



Figura 10: (A) Banco de *Typha domingensis* (B) detalhamento da espécie de macrófita aquática *Typha domingensis*.

No sistema experimental montado para a Lagoa do Vigário foram adotadas as seguintes terminologias para as caixas de amianto colonizadas por macrófitas aquáticas: **LV1**, **LV2** e **LV3**. Para as demais caixas desta lagoa (desprovidas de macrófitas) utilizamos a terminologia **LV4**, **LV5** e **LV6**. No sistema abastecido com material proveniente da Lagoa de Cima adotamos **LC1**, **LC2** e **LC3** para os sistemas experimentais com macrófitas aquáticas e **LC4**, **LC5** e **LC6** para os demais.

Semanalmente coletava-se 200 litros de água utilizando galões com capacidade de 20 litros na Lagoa do Vigário e na Lagoa de Cima, posteriormente tais amostras eram conduzidas à casa de vegetação, onde o experimento estava alocado para o seu abastecimento.

No início do trabalho experimental foi feito um período teste para a padronização dos fluxos de entrada e saída de água no sistema, que estabeleceu aproximadamente o fluxo de entrada de $4,7 \text{ L.dia}^{-1}$ para cada um dos tanques. Este fluxo foi medido a partir da contagem em minutos do número de gotas para cada gotejador responsável pelo

abastecimento de água nas caixas de amianto do sistema experimental. O fluxo de saída de água era controlado por meio de gotejamento, objetivando a manutenção da coluna d'água nos sistemas experimentais em 15 cm.

O tempo de residência da água nos tanques de experimentação foi calculado segundo a equação:

$$t = \frac{V_{ac}}{V_s}$$

Onde: t corresponde ao tempo de residência da água no tanque; Vac é o volume total de água na caixa, e Vst corresponde ao volume de água na saída da caixa por um tempo determinado.

A cada semana três amostragens de CH₄ na coluna d'água foram realizadas em triplicata para cada um dos tanques experimentais das diferentes lagoas, seguindo a metodologia proposta por Casper (1992). Para determinar as concentrações de CH₄ na água dos alagados construídos, foram coletados 6 mL de água de cada um dos alagados com o auxílio de uma seringa plástica, e as amostras foram transferidas para um frasco de vidro com septo de borracha (n=3). Os frascos foram previamente identificados e cada um deles foi adicionado previamente 1,6 g de NaCl, que tem a função de expulsar o CH₄ dissolvido na água para a atmosfera interna do frasco (*headspace*), segundo a metodologia proposta por Casper (1992). Os frascos com as amostras devidamente acondicionadas foram levados para a determinação da concentração de CH₄ através de cromatografia gasosa (Equipamento Shimadzu), utilizando-se coluna cromatográfica empacotada Porapak-Q a 60°C; injetor para coluna empacotada a 120°C; detector FID a 200°C; e nitrogênio adotado como gás de arraste (Casper, 1992).

Na primeira semana, a partir do momento que as amostras de água para avaliar as concentrações de CH₄ foram tomadas, foi feita uma amostragem inicial para avaliar as concentrações de CH₄ no sedimento e após 15 dias, uma nova amostragem sedimentar. Para avaliar as concentrações de CH₄ no sedimento foi feita uma adaptação na metodologia proposta por Casper (1992). Segundo esta metodologia amostras de sedimento foram coletadas (n=3) com o auxílio de tubos de acrílico com tampas de borracha. Estes tubos foram devidamente acondicionados e levados ao laboratório. Utilizando-se uma seringa de plástico sem a agulha, foi coletado 5 mL de sedimento nos diferentes alagados e este

sedimento foi colocado em frascos de vidro (25 mL), lacrados com septos de borracha. Em seqüência foi adicionado 5 mL de hidróxido de sódio (NaOH 4%) que objetiva a interrupção da atividade microbiana, bem como a expulsão do CH₄ dissolvido da água intersticial. A leitura das concentrações de CH₄ no sedimento dos alagados foi obtida a partir de cromatografia gasosa (Equipamento Shimadzu), utilizando-se coluna cromatográfica empacotada Porapak-Q a 60°C; injetor para coluna empacotada a 120°C; detector FID a 200°C; e nitrogênio adotado como gás de arraste (Casper, 1992).

Algumas variáveis hidroquímicas (temperatura, condutividade elétrica, pH, Eh e oxigênio dissolvido) foram avaliadas semanalmente na entrada e saída de água do experimento através de potenciômetros de campo previamente calibrados.

Amostras de água foram coletadas em cada um dos reatores em frascos de polietileno previamente lavados com HCl 0,1 N padronizado para determinar a alcalinidade total através de titulação potenciométrica (Gran, 1952).

Durante o período de experimentação, foram realizadas medições semanais do crescimento da parte aérea das macrófitas aquáticas, que foram importantes na determinação das taxas de crescimento absoluto, calculada através da fórmula:

$$\text{AGR} = \frac{(w2 - w1)}{(t2 - t1)}$$

Onde: w1 e w2 são os comprimentos médios das plantas nos tanques nos tempos 1 e 2, respectivamente.

O referido trabalho experimental foi mantido durante um período de 90 dias, sendo 30 dias para a padronização dos fluxos de água e testes experimentais preliminares, 30 dias para a estabilização do sedimento após a sua colocação nas caixas, 7 dias para a implantação e fixação das macrófitas aquáticas e 30 dias para as coletas de dados.

Considerando o desenho amostral adotado foi julgado mais conveniente utilizar o teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis com nível de significância de 95%.

6. RESULTADOS

6.1. CARACTERIZAÇÃO DOS PEQUENOS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Os valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, Eh, alcalinidade total ($\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$) e oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para os sistemas de alagados construídos representativos da Lagoa do Vigário (Tabela 1) e Lagoa de Cima (Tabela 2) estão apresentados nas tabelas apresentadas na seqüência.

Entre os dados hidroquímicos nos alagados construídos da Lagoa do Vigário a temperatura variou entre 27-28,8 $^{\circ}\text{C}$; a condutividade elétrica entre 752,3-1209,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; o pH dos sistemas construídos entre 6,3-7,1; o potencial redox entre 33,5-181,3; a alcalinidade total entre 2,4-3,5 $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$ e as concentrações de oxigênio dissolvido entre 2,1-2,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Os parâmetros hidroquímicos mensurados nos alagados construídos da lagoa de Cima foram observadas as variações descritas a seguir: A temperatura da água variou entre 27,9-29,1 $^{\circ}\text{C}$; condutividade elétrica entre 47,6-51,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; pH dos sistemas construídos entre 6,5-6,7; o potencial redox entre 240-285; a alcalinidade total em torno de 0,6 $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$ e as concentrações de oxigênio dissolvido entre 6,2-7,2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

O tempo de residência médio da água foi estimado para o sistema experimental em 5 dias. As variáveis hidroquímicas mensuradas no sistema experimental de alagados construídos da Lagoa do Vigário comportaram-se de maneira semelhante entre os sistemas artificiais construídos com e sem macrófitas aquáticas. Observamos os maiores valores para condutividade elétrica nos tanques que apresentaram colonização por *Typha domingensis*, assim como os maiores valores de alcalinidade total. Destacamos entre os alagados da Lagoa do Vigário os mais baixos potenciais redox, especialmente nos tanques sem macrófitas.

Tabela 1 – Tabela de parâmetros hidroquímicos mensurados durante o experimento na Lagoa do Vigário. As medidas dos dados hidroquímicos foram semanais; n= 4; temperatura (°C); condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); alcalinidade total ($\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$) e OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

TEMPERATURA						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	25,0	26,7	25,8	27,1	27,5	27,3
	27,0	28,2	27,3	28,2	28,0	28,4
	29,0	29,7	29,6	29,7	28,9	28,6
	27,0	29,2	29,5	30,2	29,4	29,2
Média	27,0	28,5	28,1	28,8	28,5	28,4
Desvio	1,6	1,3	1,8	1,4	0,9	0,8
CV	6,0	4,6	6,6	4,9	3,0	2,8

CONDUTIVIDADE ELÉTRICA						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	1173	1105	1056	954	875	745
	1293	1052	1123	978	910	729
	1120	1030	1079	1007	956	810
	1250	1076	1125	1032	1004	725
Média	1209,0	1065,8	1095,8	992,8	936,3	752,3
Desvio	77,4	32,2	34,0	34,0	56,0	39,5
CV	6,4	3,0	3,1	3,4	6,0	5,2

pH						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	6,65	6,40	6,80	7,12	7,11	7,66
	6,57	6,39	6,75	6,96	6,94	7,25
	6,49	6,27	6,69	6,79	6,70	6,78
	6,38	6,23	6,56	6,82	6,69	6,53
Média	6,52	6,32	6,70	6,92	6,86	7,06
Desvio	0,12	0,09	0,10	0,15	0,20	0,50
CV	1,77	1,35	1,55	2,18	2,96	7,11

Eh						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	196	87	110	170	90	110
	73	125	112	108	-12	135
	220	202	180	195	20	205
	236	223	235	203	36	176
Média	181,3	159,3	159,3	169,0	33,5	156,5
Desvio	74,0	64,0	60,1	43,0	42,6	42,3
CV	40,8	40,2	37,7	25,5	127,2	27,0

ALCALINIDADE TOTAL						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	3,2	2,8	2,6	2,0	2,0	2,2
	3,7	3,1	2,9	2,2	2,4	2,4
	3,1	3,2	3,1	2,4	2,5	2,8
	4,1	3,3	2,7	2,9	3,0	3,1
Média	3,5	3,1	2,8	2,4	2,5	2,6
Desvio	0,5	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4
CV	13,1	6,3	7,8	15,1	16,5	15,7

OXIGÊNIO DISSOLVIDO						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	2,4	2,59	2,35	3,21	3,02	2,9
	2,93	2,62	2,26	3,02	2,53	2,36
	2,32	2,15	2,14	2,5	2,48	2,08
	1,97	1,56	1,89	1,07	1,22	1,12
Média	2,4	2,2	2,2	2,5	2,3	2,1
Desvio	0,4	0,5	0,2	1,0	0,8	0,7
CV	16,5	22,2	9,2	39,5	33,2	35,3

Tabela 2 – Tabela de parâmetros hidroquímicos mensurados durante o experimento na Lagoa de Cima. As medidas dos dados hidroquímicos foram semanais; n= 4; temperatura (°C); condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); alcalinidade total ($\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$) e OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

TEMPERATURA						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	28,3	27,5	26,9	28,5	27,9	27,2
	27,5	28,2	27,3	28,9	28,2	28,6
	29,0	28,7	27,9	29,2	28,6	29,2
	28,3	29,3	29,6	29,8	28,9	28,7
Média	28,3	28,4	27,9	29,1	28,4	28,4
Desvio	0,6	0,8	1,2	0,5	0,4	0,9
CV	2,2	2,7	4,3	1,9	1,5	3,0

CONDUTIVIDADE ELÉTRICA						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	42,0	45,7	42,3	52,7	56,3	42,9
	47,0	49,0	46,0	50,3	59,7	53,6
	56,0	54,0	54,3	45,0	41,6	57,2
	59,0	48,2	57,8	42,3	42,5	47,4
Média	51,0	49,2	50,1	47,6	50,0	50,3
Desvio	7,9	3,5	7,2	4,8	9,3	6,4
CV	15,4	7,1	14,3	10,0	18,6	12,7

pH						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	6,7	6,9	6,8	6,7	6,5	6,7
	6,5	6,7	6,7	6,5	6,3	6,6
	6,2	6,6	6,7	6,5	6,3	6,6
	6,4	6,0	6,5	6,3	6,0	6,3
Média	6,5	6,6	6,7	6,5	6,3	6,6
Desvio	0,2	0,4	0,1	0,2	0,2	0,2
CV	3,2	5,9	1,9	2,5	3,3	2,6

Eh						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	229	234	312	253	232	220
	275	221	298	243	227	216
	178	252	276	240	220	208
	154	198	254	224	214	210
Média	209,0	226,3	285,0	240,0	223,3	213,5
Desvio	54,0	22,7	25,4	12,0	7,9	5,5
CV	25,8	10,0	8,9	5,0	3,5	2,6

ALCALINIDADE TOTAL						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	0,63	0,64	0,60	0,66	0,63	0,62
	0,55	0,60	0,56	0,64	0,57	0,56
	0,42	0,57	0,43	0,56	0,54	0,54
	0,52	0,42	0,47	0,52	0,58	0,57
Média	0,5	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6
Desvio	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
CV	16,4	17,2	15,2	11,1	6,5	5,9

OXIGÊNIO DISSOLVIDO						
	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	7,6	7,4	7,4	7,0	6,9	6,5
	7,0	7,2	7,2	6,7	6,5	6,2
	6,5	7,2	7	6,5	6,2	6,0
	6,2	6,8	6,4	6,3	5,9	6,0
Média	6,8	7,2	7,0	6,6	6,4	6,2
Desvio	0,6	0,3	0,4	0,3	0,4	0,2
CV	9,0	3,5	6,2	4,5	6,7	3,8

Os valores para porcentagem de saturação do CO₂ nos alagados construídos foram calculados a partir das médias das variáveis hidroquímicas mensuradas para cada alagado construído (temperatura, pH e alcalinidade total). Os alagados construídos da Lagoa do Vigário apresentaram saturação de CO₂ variando entre 11.635 – 32.583% (alagados com macrófitas) e 4.321 – 6.598% (alagados sem macrófitas). Nos alagados representativos da Lagoa de Cima os valores de saturação de CO₂ ficaram compreendidos entre 2.071 – 3.305% (para os alagados colonizados por macrófitas) e entre 3.155 – 6.296 (para os alagados sem macrófitas).

Os pequenos alagados artificiais foram constituídos por sedimentos de ambas as lagoas. Estes dois tipos de sedimentos apresentaram particularidades e diferenças sutis relacionadas a distribuição granulométrica das suas partículas sedimentares (Tabela 3), no entanto, as maiores diferenças observadas entre os sedimentos das duas lagoas consiste no teor de matéria orgânica (Figura 11), que apresentou os valores maiores para a Lagoa do Vigário. O teor de matéria orgânica nas amostras dos alagados da Lagoa do Vigário variaram de 12,5-16,3%, já os alagados construídos da Lagoa de Cima apresentaram teores de matéria orgânica compreendidos entre 7,8-9,6%.

Tabela 3 – Tabela comparativa das frações granulométricas em sedimentos da Lagoa do Vigário e da Lagoa de Cima, ambas expressas em porcentagem (%) (n=1)

Frações granulométricas	Tamanhos	Lagoa do Vigário	Lagoa de Cima
areia muito grossa	> 1 mm	0,1	0,2
areia grossa	> 212 µm	0,4	0,8
areia média a fina	> 63 µm	0,5	1,0
silte - argila	< 63 µm	99,0	98,0

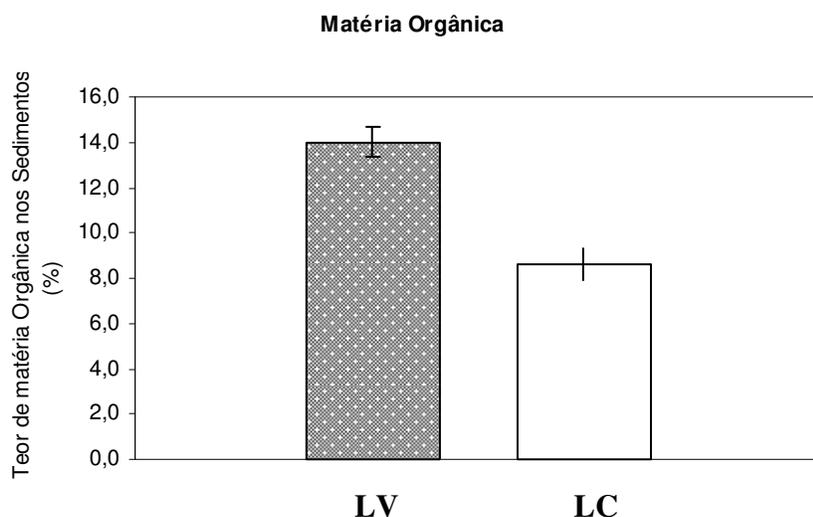


Figura 11: Gráfico comparativo para o teor de matéria orgânica média, expresso em porcentagem encontrada entre os alagados construídos (com presença ou ausência de macrófitas aquáticas) na Lagoa do Vigário (LV) e Lagoa de Cima (LC). (n=6)

6.2. MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Em cada sistema experimental três alagados construídos foram colonizados por espécimes de *Typha domingensis* (cinco indivíduos foram plantados em cada um dos reatores experimentais). Não houve problemas de adaptação das macrófitas no substrato sedimentar. No momento da montagem dos sistemas foi feita uma poda inicial para padronizar o tamanho das macrófitas. O crescimento desta vegetação aquática foi acompanhado durante o trabalho experimental e está descrito na Figura 12 (Lagoa do Vigário) e Figura 13 (Lagoa de Cima).

As plantas apresentaram um bom desenvolvimento em todos os tanques experimentais estudados. O crescimento das macrófitas foi estatisticamente diferente entre os reatores experimentais das lagoas estudadas, segundo o teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis ($H = 4,23$; $\chi^2 = 3,84$; $\alpha = 0,05$; $n=39$), e na Lagoa do Vigário as

macrófitas aquáticas apresentaram maior crescimento em relação às macrófitas no sistema experimental da Lagoa de Cima.

Através do acompanhamento do crescimento das macrófitas aquáticas, foi possível estabelecer uma taxa de crescimento absoluto (AGR) (Figura 14). A taxa de crescimento entre os reatores da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima mostraram-se estatisticamente diferentes segundo o teste não-paramétrico adotado no presente estudo ($H = 4,23$; $\chi^2 = 3,84$; $\alpha = 0,05$; $n=39$).

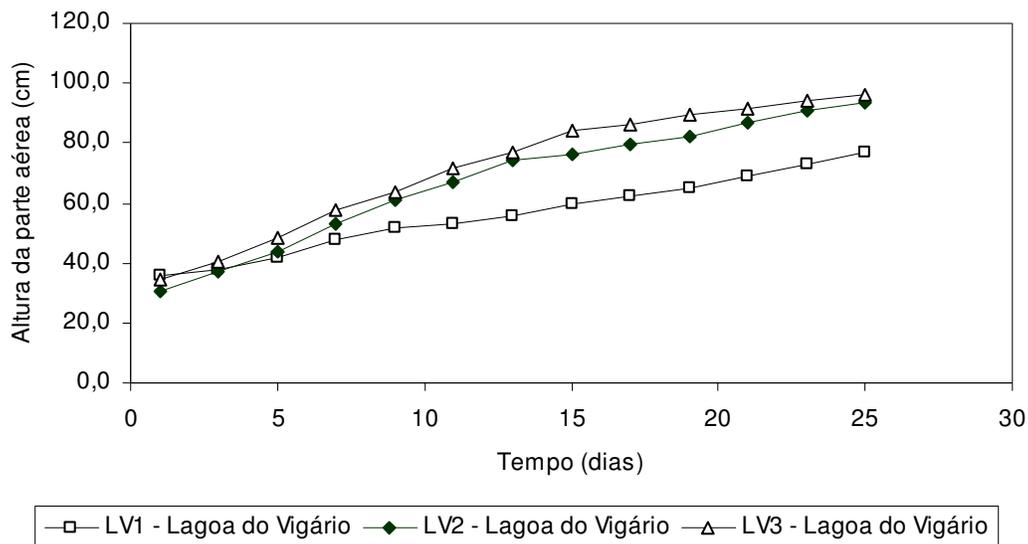


Figura 12: Gráfico comparativo do crescimento das macrófitas aquáticas da espécie *Typha domingensis* nos alagados construídos representativos da Lagoa do Vigário.

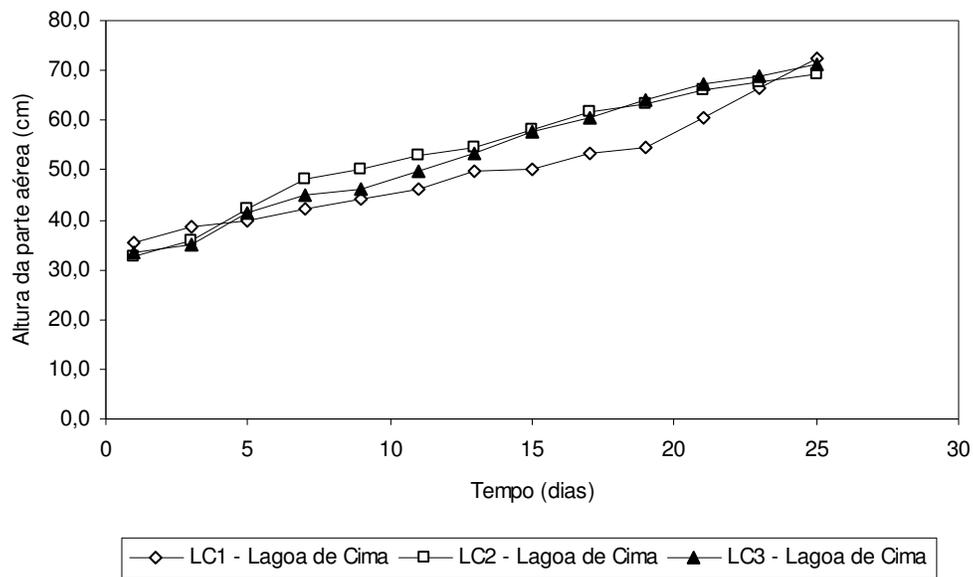


Figura 13: Gráfico comparativo do crescimento das macrófitas aquáticas da espécie *Typha domingensis* nos alagados construídos representativos da Lagoa de Cima.

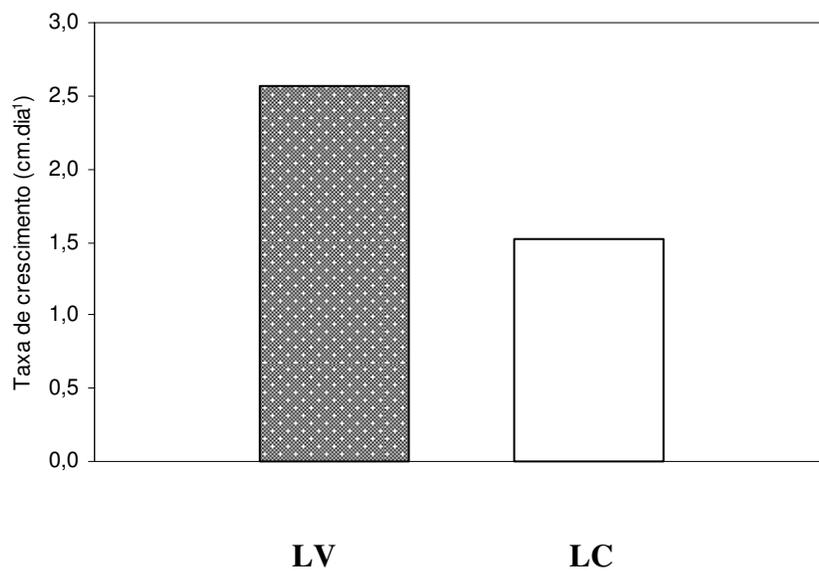


Figura 14: Gráfico comparativo das taxas de crescimento médio das macrófitas aquáticas (*Typha domingensis*) nos alagados construídos representativos da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima.

6.3. CONCENTRAÇÕES DE CH₄ NO SISTEMA EXPERIMENTAL

As concentrações de CH₄ dissolvido na água dos alagados construídos da Lagoa do Vigário variou entre 0,13-1,40 μM, enquanto as concentrações de CH₄ observadas na água dos alagados construídos da Lagoa de Cima variou entre 0,12 -0,55 μM.

As concentrações de CH₄ dissolvido na coluna d'água entre os alagados construídos colonizados por macrófitas aquáticas representativos do sistema experimental da Lagoa do Vigário (Figura 15) foram equivalentes. Observamos, no entanto, que a regressão linear entre a concentração de metano ao longo do tempo do trabalho experimental nos alagados da LV com macrófitas aquáticas (Figura 16) mostrou que não há relação, uma vez que as concentrações de metano mantiveram-se constantes ao longo do experimento com pequenas variações.

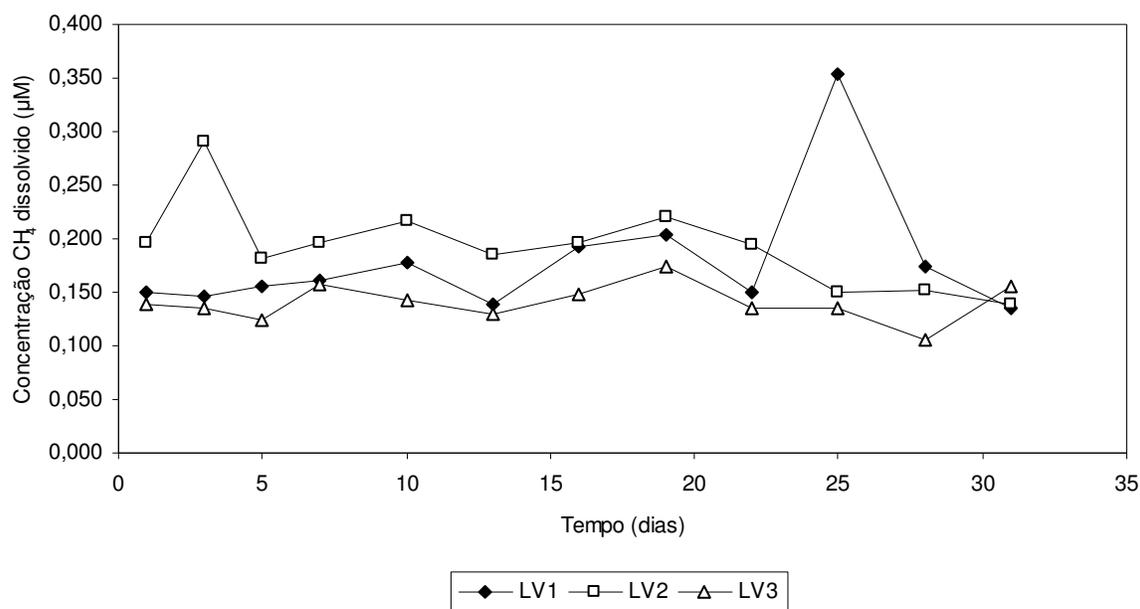


Figura 15: Concentração de CH₄ dissolvido na coluna d'água ao longo dos dias de experimentação nos alagados construídos da Lagoa do Vigário com macrófitas aquáticas.

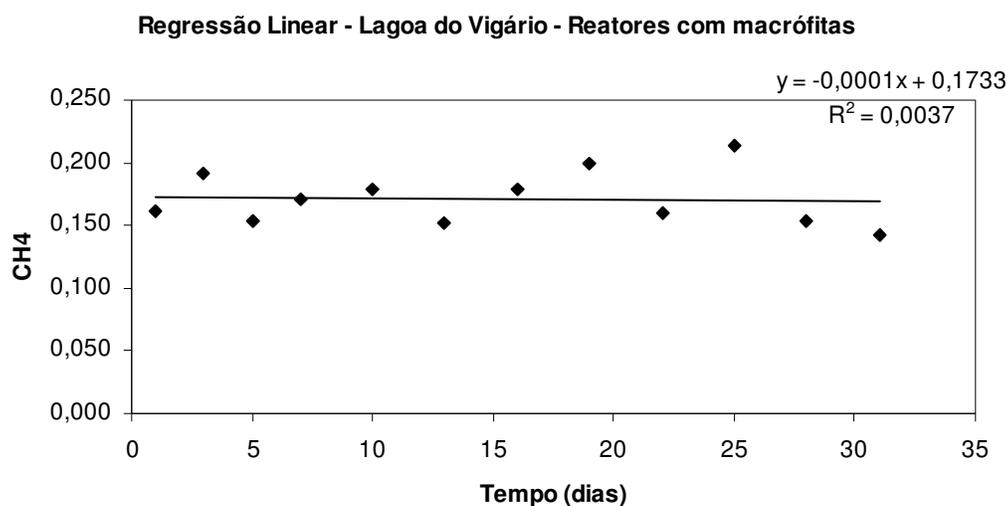


Figura 16: Regressão linear entre as concentrações de metano nos alagados da Lagoa do Vigário com macrófitas relacionados ao tempo de amostragem.

Os alagados construídos destituídos de macrófitas representativos da Lagoa do Vigário (Figura 17) apresentaram comportamento diferenciado. A regressão linear para estes alagados da Lagoa do Vigário sem macrófitas mostra uma leve tendência ao aumento da concentração de metano nos sistemas ao longo do tempo de amostragem (Figura 18).

Os alagados construídos abastecidos com material proveniente da Lagoa do Vigário, com e sem macrófitas aquáticas, mostraram diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações de CH₄ dissolvido segundo o método estatístico adotado estudo ($H = 48,47$; $\chi^2 = 11,07$; $\alpha = 0,05$; $n=36$). As concentrações de metano dissolvido nos sistemas experimentais foi maior nos reatores sem macrófitas aquáticas para a Lagoa do Vigário.

Testes estatísticos também foram utilizados para investigar se os tanques da Lagoa do Vigário com e sem macrófitas comportavam-se como réplicas. Segundo este procedimento analítico para os sistemas construídos e colonizados por *Typha domingensis*, os alagados LV1 e LV3 comportaram-se como réplicas ($H = 3,4$; $\chi^2 = 3,84$; $\alpha = 0,05$; $n=24$). Para os tanques da Lagoa do Vigário sem macrófitas aquáticas, as análises estatísticas indicaram que tais estruturas experimentais não se comportaram como réplicas ($H = 4,32$; $\chi^2 = 3,84$; $\alpha = 0,05$; $n=36$).

As concentrações de CH_4 dissolvido na água para os sistemas artificiais da Lagoa de Cima colonizados por *Typha domingensis* (Figura 19) mostraram concentrações constantes ao longo do período determinando para a experimentação, exibindo alguma oscilação entre o período amostrado e entre os reatores experimentais sem tendência de aumento ou diminuição de concentração ao longo do tempo, de acordo com a regressão linear apresentada na Figura 20.

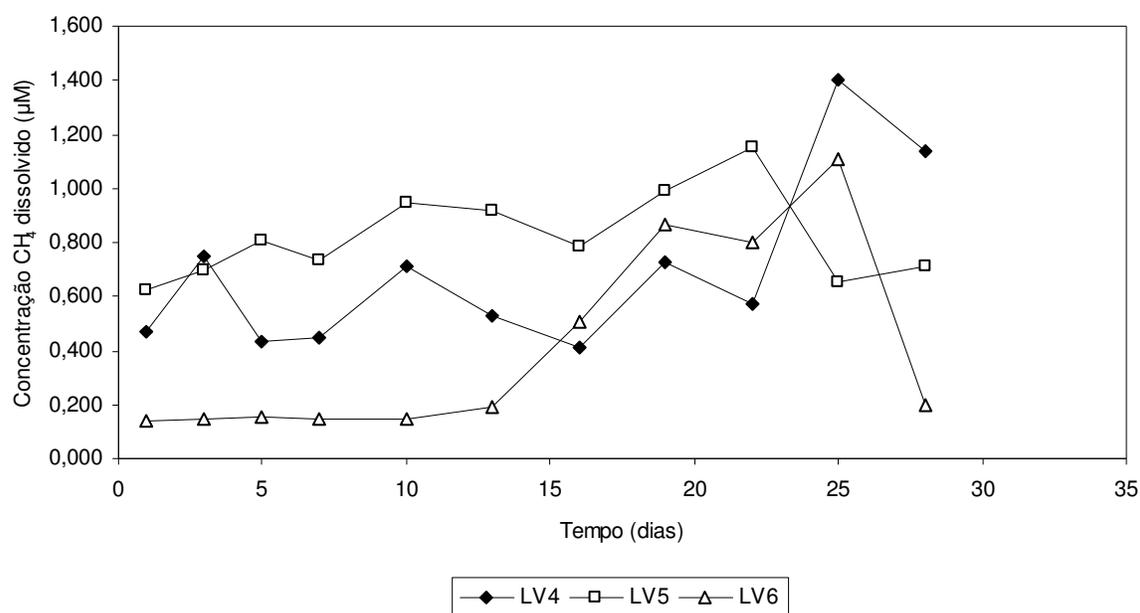


Figura 17: Concentração de CH_4 dissolvido na coluna d'água no decorrer do experimento nos alagados construídos da Lagoa do Vigário sem macrófitas aquáticas.

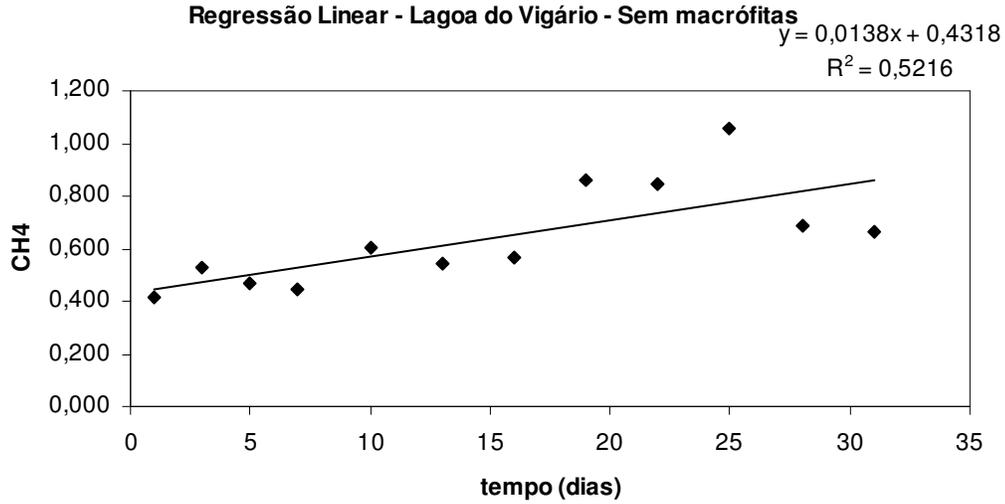


Figura 18: Regressão linear entre as concentrações de metano nos alagados da Lagoa do Vigário sem macrófitas relacionados ao tempo de amostragem.

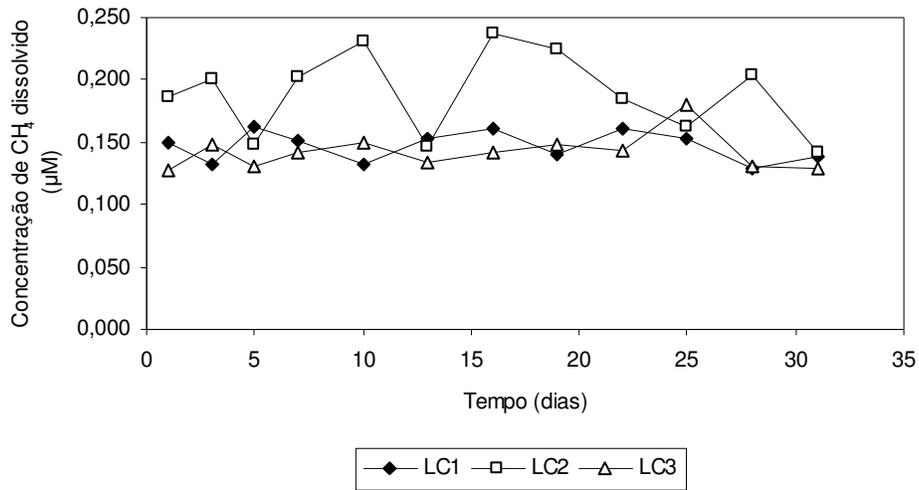


Figura 19: Comparativo entre as concentrações de CH₄ dissolvido na água dos alagados construídos com macrófitas aquáticas e abastecidos com material proveniente da Lagoa de Cima.

Regressão Linear - Lagoa de Cima - Reatores com macrófitas

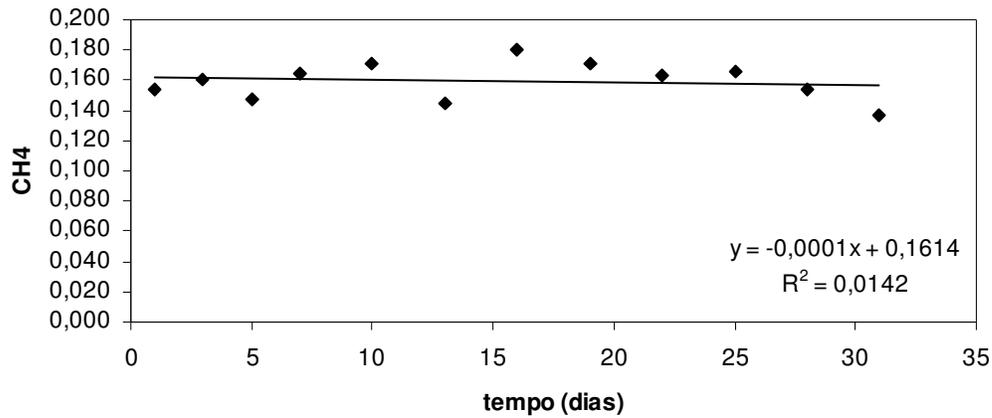


Figura 20: Regressão linear entre as concentrações de metano nos alagados da Lagoa de Cima com macrófitas relacionados ao tempo de amostragem.

As concentrações de metano dissolvido nos sistemas experimentais representativos da Lagoa de Cima sem macrófitas aquáticas (Figura 21), diminuiram no decorrer do experimento e esta tendência foi confirmada pela regressão linear para estas concentrações (Figura 22).

Lagoa de Cima - Alagados sem macrófitas

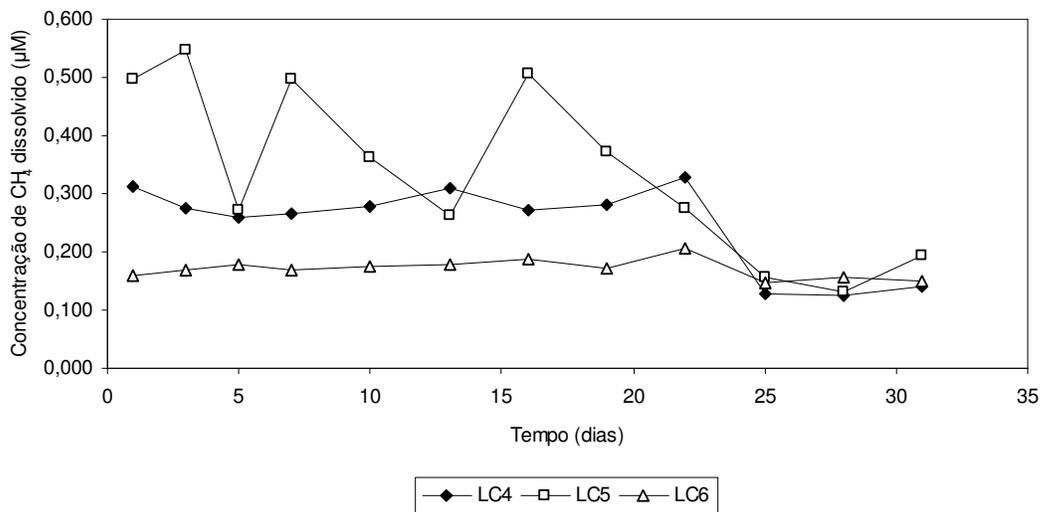


Figura 21: Gráfico comparativo dos tanques experimentais sem macrófitas aquáticas da Lagoa de Cima.

Os alagados construídos abastecidos com material proveniente da Lagoa de Cima, com e sem macrófitas aquáticas mostraram diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações de CH₄ dissolvido segundo o método estatístico adotado estudo ($H = 31,63$; $\chi^2 = 11,07$; $\alpha = 0,05$; $n=36$). As concentrações de metano dissolvido foram maiores nos reatores experimentais que foram abastecidos com material proveniente da Lagoa de Cima sem macrófitas aquáticas, assim como foi observado para o sistema da Lagoa do Vigário.

Testes estatísticos também foram utilizados para investigar se os tanques da Lagoa de Cima com e sem macrófitas comportavam-se como réplicas. Segundo este procedimento analítico para os sistemas construídos e colonizados por *Typha domingensis* os alagados **LC1** e **LC3** comportaram-se como réplicas ($H = 2,08$; $\chi^2 = 3,84$; $\alpha = 0,05$; $n=24$). Para os tanques da Lagoa de Cima sem macrófitas aquáticas, os alagados construídos **LC4** e **LC5** comportaram-se como réplicas ($H = 1,92$; $\chi^2 = 3,84$; $\alpha = 0,05$; $n=24$).

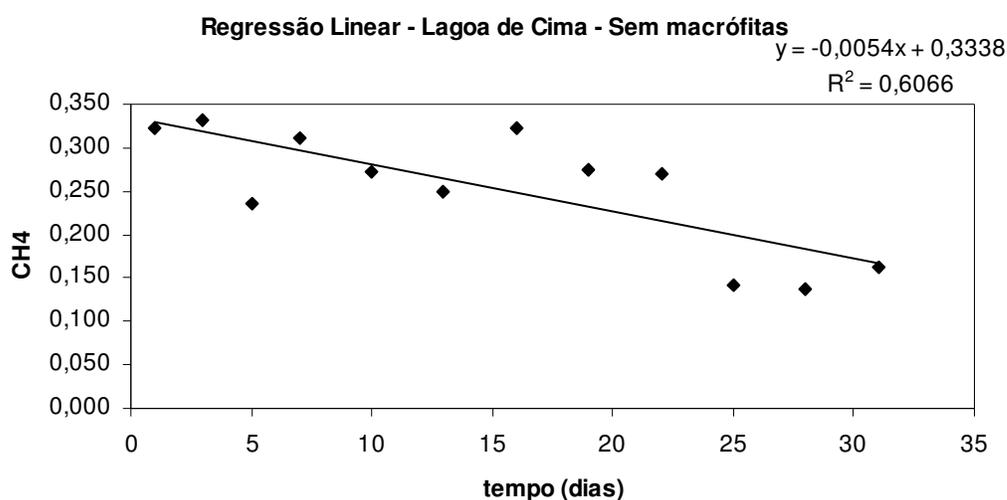


Figura 22: Regressão linear entre as concentrações de metano nos alagados da Lagoa de Cima sem macrófitas relacionados ao tempo de amostragem.

Quando tomamos as concentrações médias de CH₄ dissolvido na água dos alagados construídos da Lagoa do Vigário e da Lagoa de Cima (Figura 23) e traçamos um paralelo comparativo entre os referidos sistemas, constatamos que o ambiente que sofre o processo de eutrofização artificial (Lagoa do Vigário) apresenta concentrações mais elevadas, especialmente nos alagados construídos que não foram colonizados por *Typha domingensis*.

Os valores médios de concentração nos sistemas alagados da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima foram comparados estatisticamente e a partir desta análise, constatamos que não existem diferenças estatísticas significativas entre os alagados construídos com macrófitas aquáticas de ambas as lagoas estudadas ($H = 3,69$; $\chi^2 = 7,81$; $\alpha = 0,05$; $n=72$).

Comparando os tanques sem macrófitas aquáticas da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima verificamos que as concentrações de CH₄ dissolvido entre os alagados construídos destituídos de macrófitas aquáticas são significativamente maiores entre os sistemas experimentais da Lagoa do Vigário, e diferem-se estatisticamente dos sistemas experimentais estabelecidos com material proveniente da Lagoa de Cima ($H = 30,26$; $\chi^2 = 7,81$; $\alpha = 0,05$; $n=36$).

As concentrações de CH₄ observadas nas amostras de sedimento dos alagados construídos da Lagoa do Vigário variaram entre 50,2-79,6 mM, enquanto a variação observada na Lagoa de Cima estava compreendida entre 26,6-36,2 mM.

As concentrações de CH₄ em sedimentos refletem o potencial da atividade metanogênica (formação de CH₄ a partir de material orgânico lábil e ausência de aceptores de elétrons alternativos) mediada por bactérias no sedimento dos ambientes aquáticos. As concentrações de CH₄ no sedimento dos tanques experimentais de ambas as lagoas foram analisadas (Figura 24). As concentrações de CH₄ nos sedimentos dos alagados construídos da Lagoa do Vigário foram maiores que os sistemas experimentais da Lagoa de Cima.

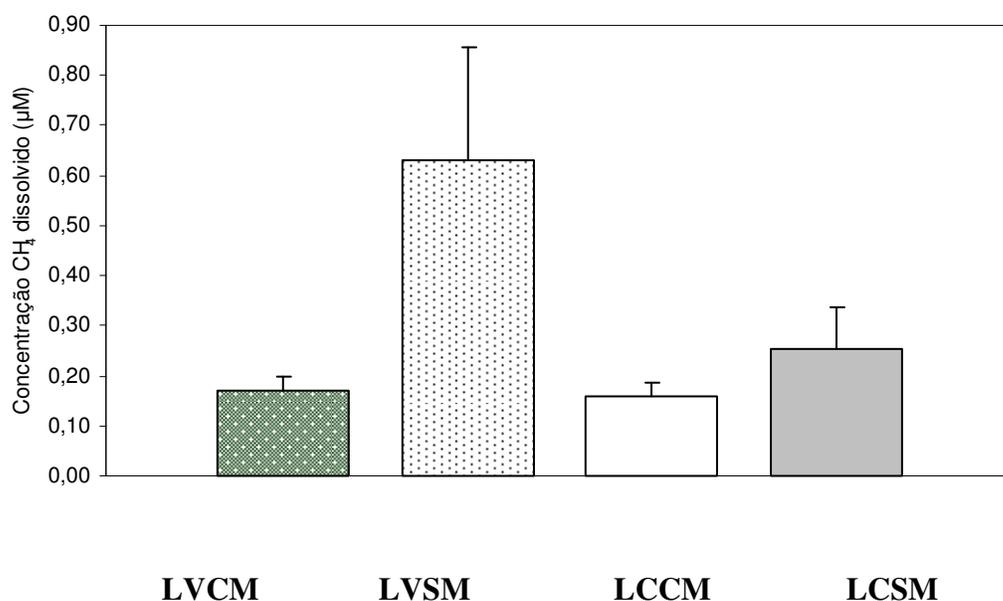


Figura 23: Comparativo entre as concentrações médias de CH₄ dissolvido na água nos alagados da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima, colonizados ou não por macrófitas aquáticas. (LVCM – Lagoa do Vigário com macrófita; LVSM – Lagoa do Vigário sem macrófita; LCCM – Lagoa de Cima com macrófita; LCSM – Lagoa de Cima sem macrófita).

Nos alagados construídos da Lagoa do Vigário houve diferenciação estatisticamente significativa nas concentrações de CH₄ no sedimento entre os alagados colonizados por macrófitas aquáticas e os alagados sem tal vegetação ($H = 23,9$; $\chi^2 = 3,84$; $\alpha = 0,05$; $n=15$).

Testes estatísticos adicionais foram realizados para verificar se os alagados construídos da Lagoa do Vigário se comportavam como réplicas. Entre os sistemas experimentais com *Typha domingensis* foi constatado estatisticamente que os alagados LV1 e LV2 comportam-se como réplicas ($H = 0,45$; $\chi^2 = 3,84$; $\alpha = 0,05$; $n=10$). Entre os alagados da Lagoa do Vigário sem macrófitas aquáticas, constatamos por meio de testes

estatísticos que os três sistemas montados (LV4, LV5 e LV6) podem ser tomados como réplicas ($H = 1,59$; $\chi^2 = 5,99$; $\alpha = 0,05$; $n=10$).

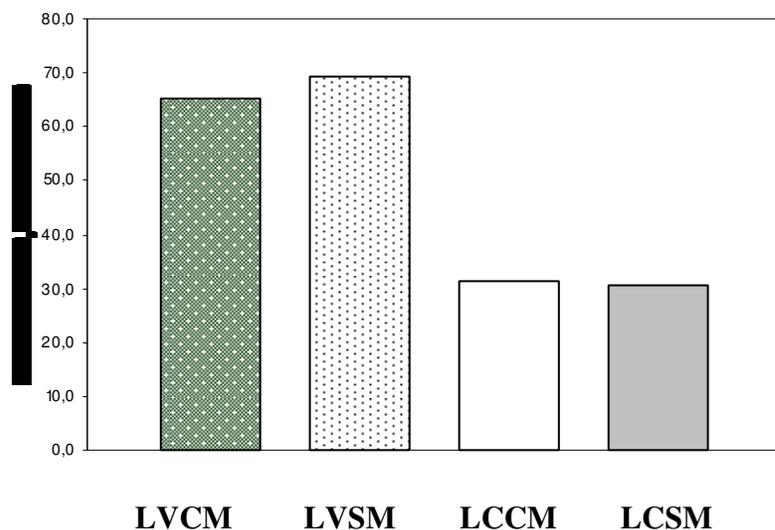


Figura 24: Gráfico comparativo entre as concentrações de CH₄ encontradas no sedimento dos alagados da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima (com e sem macrófitas aquáticas).

No sistema experimental da Lagoa de Cima verificamos que os sistemas que apresentam macrófitas, assim como os demais, não apresentaram grande variação das concentrações de CH₄ nos sedimentos mensurados durante o trabalho experimental. Estatisticamente não há diferença entre os sistemas que adotamos as macrófitas aquáticas e os demais tanques experimentais para a Lagoa de Cima ($H = 9,27$; $\chi^2 = 11,07$; $\alpha = 0,05$; $n=15$).

Comparando a concentração de CH₄ no sedimento de alagados construídos colonizados por macrófitas aquáticas de ambas as lagoas, verificamos diferenças estatísticas significativas entre os alagados da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima ($H = 36,68$; $\chi^2 = 9,49$; $\alpha = 0,05$; $n=15$). Entre os sistemas experimentais da Lagoa do Vigário e

Lagoa de Cima sem macrófitas aquáticas (*Typha domingensis*), o comportamento é diferenciado entre as duas lagoas. As concentrações observadas diferem-se estatisticamente entre as lagoas analisadas ($H = 25,9$; $\chi^2 = 11,7$; $\alpha = 0,05$; $n=15$), e as maiores concentrações de metano no sedimento dos alagados da Lagoa do Vigário.

7. DISCUSSÃO

Entre os parâmetros hidroquímicos mensurados, destacamos as concentrações de oxigênio dissolvido, que foram menores nos alagados construídos da Lagoa do Vigário. Esta característica hidroquímica nestes sistemas experimentais pode estar refletindo o processo de eutrofização artificial que este ambiente aquático tem passado nos últimos anos em virtude do adensamento populacional no seu entorno. Os maiores valores para alcalinidade total foram encontrados nos alagados construídos representativos da Lagoa do Vigário, sendo esta variável limnológica um reflexo dos processos anaeróbicos de decomposição de matéria orgânica, que ocorrem provavelmente com maior intensidade na coluna d'água da Lagoa do Vigário.

A metodologia escolhida para este trabalho experimental oferece uma série de limitações, que começam com a dificuldade de se reproduzir em condições laboratoriais os ciclos biogeoquímicos que ocorrem nos ambientes naturais. É importante considerar que esta metodologia oferece uma série de vantagens em relação a outras apresentadas na literatura, como por exemplo, a utilização de câmaras bentônicas. No caso de câmaras bentônicas as medidas de concentração de metano não são capazes de mostrar o fluxo potencial de metano para cada compartimento isolado, como foi possível visualizar através desta metodologia proposta por Casper (1992). E esta possibilidade de avaliar os compartimentos em separado nos remete a discutir a importância relativa de cada componente para a circulação do metano nestes ambientes naturais.

Um outro fator que deve ser considerado é a possibilidade de vazamentos que podem comprometer a confiança nos dados. O controle dos vazamentos quando se utiliza a câmara bentônica não é tão fino quanto a utilização de frascos de pequena dimensão como foi utilizado neste estudo.

A Tabela 4 compara as concentrações de CH_4 dissolvido na coluna d'água obtidas no trabalho experimental na Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima, com outros dados correntes na literatura para este mesmo parâmetro. Podemos observar que as faixas de concentração de CH_4 da Lagoa do Vigário estão inseridas nos limites de concentração já estabelecidos para um ambiente aquático eutrofizado (Lagoa Imboassica). Assim como a Lagoa do Vigário, a Lagoa Imboassica localiza-se numa área densamente urbanizada alvo

de especulação imobiliária do município de Macaé, RJ, sendo ambas as lagoas caracterizadas como corpos d'água receptores de efluentes domésticos provenientes de moradias que colonizam densamente o seu entorno, sendo inclusive responsáveis por aterramento de margens destas lagoas. A Lagoa do Vigário também pode ser inserida na faixa de concentração para a Lagoa Carapebus, que também apresenta pontos de influência antropogênica através de lançamentos de efluentes domésticos. É possível detectar CH₄ nas águas dos alagados construídos da Lagoa de Cima. No entanto, as concentrações de CH₄ neste sistema experimental encontram-se abaixo dos demais ecossistemas lacustres apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Tabela comparativa das faixas de variações das concentrações de CH₄ dissolvido na coluna d'água em diferentes ambientes aquáticos e as respectivas referências bibliográficas.

Localização	CH₄ (µM)	Referência
Mar báltico	0,05 - 1,2	Schmaljohann, 1996
Mar Báltico - Oceano aberto águas superficiais	0,0018 - 0,0031	Heyer, 1990
Lagoa Diogo - SP	0,73 - 1,35	Ballester, 2001
Lagoa Diogo - Bancos de macrófitas - SP	0,84 - 2,60	Ballester, 2001
Lagoa Cabiúnas - região limnética - RJ	11,46 - 12,32	Fonseca <i>et al.</i> , 2004
Lagoa Cabiúnas - região litorânea - RJ	11,43 - 16,40	Fonseca <i>et al.</i> , 2004
Lagoa Carapebus - RJ	0,6 - 1,3	Marinho <i>et al.</i> , 2004
Lagoa Imboassica - RJ	2,5 - 13,0	Marinho <i>et al.</i> , 2004
Alagados construídos - Lagoa do Vigário	0,105 - 1,40	presente estudo
Alagados construídos - Lagoa de Cima	0,124 - 0,548	presente estudo
Alagados com macrófitas - Lagoa do Vigário	0,125 - 0,353	presente estudo
Alagados com macrófitas - Lagoa de Cima	0,127 - 0,237	presente estudo
Alagados sem macrófitas - Lagoa do Vigário	0,142 - 1,401	presente estudo
Alagados sem macrófitas - Lagoa de Cima	0,124 - 0,548	presente estudo

Entre os ambientes aquáticos estudados as maiores concentrações de CH₄ dissolvido na água e no sedimento foram observadas entre os alagados construídos com material proveniente da Lagoa do Vigário, que constitui um ambiente aquático localizado numa região densamente povoada da cidade de Campos dos Goytacazes, sendo um corpo hídrico receptor de efluentes domésticos em larga escala. Os dados obtidos para os alagados construídos da Lagoa do Vigário corroboram com Singht (2000), que ressaltou que ambientes naturais receptores de efluentes domésticos ou industriais, como é o caso da Lagoa do Vigário, favorecem a metanogênese, uma vez que o processo de eutrofização

artificial é responsável pelo aumento das concentrações de carbono orgânico para processos degradativos.

Provavelmente as elevadas concentrações de CH₄ observadas na coluna d'água destes alagados construídos pode ter sido influenciada positivamente pelo desenvolvimento de biofilme de algas nos tanques experimentais. Este biofilme era de difícil controle devido a qualidade da água neste ambiente. Esta formação pode ter promovido uma diminuição nas concentrações de oxigênio nos tanques da Lagoa do Vigário favorecendo a atividade de organismos metanogênicos. Esta formação de biofilme não foi observada nas caixas experimentais da Lagoa de Cima, que constitui um indicativo de que esta formação se deu pela qualidade deteriorada da água proveniente da Lagoa do Vigário.

A metanogênese nos sistemas experimentais da Lagoa do Vigário pode estar sendo favorecida pela maior disponibilidade de material orgânico lábil nestes sedimentos, uma vez que as concentrações de matéria orgânica nos sedimentos provenientes da Lagoa do Vigário foram maiores que o conteúdo de material orgânico nas amostras de sedimento da Lagoa de Cima. A maior concentração de metano nos sistemas experimentais da Lagoa do Vigário é um indício que a maior disponibilidade de substrato orgânico combinado com outros fatores fundamentais ao processo, incluindo os fatores edáficos pode estar favorecendo a produção de metano nestes ambientes.

Conseqüentemente, estas elevadas concentrações de CH₄ encontradas na Lagoa do Vigário podem ser atribuídas a grande disponibilidade de matéria orgânica proveniente dos efluentes domésticos, considerando que o ecossistema aquático em questão está localizado numa área densamente urbanizada do município de Campos dos Goytacazes. A importância do substrato orgânico para a metanogênese é amplamente retratada na literatura, segundo Neue *et al.* (1995) as demandas de material orgânico em solos e sedimentos alagados são responsáveis pelo aumento da produção e emissão de CH₄ nestes ambientes (Schütz *et al.*, 1998; Yagi & Minani, 1990; Sass *et al.*, 1991; Cicerone *et al.*, 1992).

O processo de eutrofização de fato é indicado como fator influenciador das elevadas concentrações de CH₄ encontradas no presente estudo, corroborando com os estudos realizados por Liikanen & Martikainen (2003). Estes autores relatam que ambientes aquáticos susceptíveis ao processo de eutrofização ocasionado pelo aumento da entrada de nutrientes a partir de fontes antropogênicas são responsáveis pelo aumento da

produtividade primária e conseqüentemente promovem o aumento da quantidade de material orgânico disponível para o processo de remineralização.

O processo de eutrofização é definido por Esteves (1998) como um aumento na concentração de nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo) nos ambientes aquáticos. Este processo pode acontecer naturalmente de forma lenta (quando este incremento na concentração de nutrientes é trazido pelas chuvas) ou de maneira artificial (através de influências antrópicas), que promove o acúmulo de nutrientes fazendo com que o ecossistema produza mais matéria orgânica que é capaz de decompor (consumir). É um processo que promove a alteração do metabolismo natural dos ecossistemas aquáticos.

Segundo Casper (1992) a eutrofização artificial traz efeitos diretos e indiretos sobre a metanogênese. Entre estes efeitos diretos destacamos o crescimento das populações de metanogênicos devido ao aumento do aporte de nutrientes nos ambientes aquáticos. Entre os efeitos indiretos deste processo podemos destacar a redução da concentração de oxigênio dissolvido que garante ambiente anóxico, favorecendo a atividade dos metanogênicos.

Além do substrato orgânico disponível para a formação de CH₄, os maiores valores de concentração encontrados na Lagoa do Vigário podem estar sendo favorecidos por fatores edáficos, que são apontadas por Chang & Yang (2003) como maiores fatores influenciadores da metanogênese em ambientes naturais.

As concentrações de metano nos sedimentos da Lagoa do Vigário não se comportaram como réplicas de acordo com a ferramenta estatística utilizada. Este fato pode ser explicado por uma característica que é intrínseca aos sedimentos, devido a heterogeneidade que é comum a sedimentos nos ambientes naturais.

De acordo com Chang & Yang (2003) algumas propriedades do solo (como pH, potencial redox, teor de matéria orgânica e temperatura) são os fatores determinantes que influenciam as emissões de metano em áreas alagadas. Os autores demonstraram que as bactérias metanogênicas são sensíveis a mudanças de pH do solo, tendo o pH 7 como faixa preferencial para seu crescimento em áreas alagadas atingindo o máximo de produção de metano nestes ambientes.

Chang & Yang (2003) ressaltaram que 80% do metano biologicamente produzido pelos organismos metanogênicos ocorre em condições redutoras (baixo Eh), pois estes organismos são anaeróbicos obrigatórios. Estes autores ressaltam uma outra característica

dos solos e sedimentos que influencia a metanogênese nos alagados, que consiste nas razões C/N nestes ambientes. Em geral a produção de metano parece estar relacionada a temperatura do solo, e por esta razão estes autores observaram uma relação linear entre as concentrações de metano e temperatura no ambiente.

Muitos estudos que avaliam concentrações de CH₄ em ambientes aquáticos evidenciam a importante contribuição das macrófitas aquáticas para o processo. Esta vegetação é importante nos três processos fundamentais da dinâmica do CH₄ na paisagem, sendo: participação na produção (fornecem substrato orgânico para a metanogênese) e oxidação do CH₄, ou participando ativamente no processo de emissão deste gás para a atmosfera.

Os valores de condutividade elétrica mais elevados na Lagoa do Vigário em relação aos demais alagados (Lagoa de Cima) podem estar relacionados com as características salobras do lençol freático (Lannes, 2002) e devido a contaminação da água da lagoa com esgotos domésticos, que constitui uma fonte de NaCl para os ambientes aquáticos (Esteves, 1998).

Lannes (2002) demonstrou em seu trabalho que o processo de sulfato-redução contribui para a degradação de matéria orgânica na Lagoa do Vigário. Outros estudos demonstram que a salinidade e as concentrações de sulfato nos ambientes aquáticos podem influenciar a formação de metano nos ambientes aquáticos. A metanogênese sob estas condições pode estar sendo inibida pela competição por H₂ entre as bactérias sulfato-redutoras (que tem mais afinidade por H₂, e necessitam de níveis menores para a decomposição de matéria orgânica) e metanogênicas. No entanto Ward & Winfrey (1985) demonstraram em seu trabalho que quando há substrato suficiente ambos os processos degradativos podem ocorrer simultaneamente, o que pode ser o caso da Lagoa do Vigário.

A atuação das macrófitas aquáticas no processo de produção de CH₄ ocorre por meio do fornecimento de substrato (exsudados radiculares e detritos) para os metanogênicos (Conrad, 1989). Além de fornecer o substrato para os processos degradativos, as macrófitas através da decomposição deste material orgânico, promovem a redução da concentração de oxigênio favorecendo o ambiente para a atuação dos metanogênicos (Crill *et al.*, 1994). Esta participação das macrófitas não foi observada nos alagados construídos experimentais do presente estudo, provavelmente porque o período de

experimentação estabelecido tenha sido insuficiente para avaliar este tipo de contribuição. Possivelmente esta contribuição positiva poderá ser avaliada em densos bancos de macrófitas que passam por um período seco extenso, favorecendo a geração de detritos das macrófitas.

Destacamos um crescimento mais expressivo entre os espécimes plantados nos sistemas alagados representativos da Lagoa do Vigário, provavelmente relacionado à maior disponibilidade de material orgânico e maior adaptabilidade uma vez que os espécimes de macrófitas implantados no sistema experimental foram coletados em um mesmo ambiente.

Trabalhos realizados em plantações de arroz avaliaram que mais de 90% do CH₄ liberado de campos de arroz para a atmosfera é liberado através da vegetação (Schütz *et al.*, 1989). Hirota *et al.* (2004) ressaltam a importante participação da vegetação aquática na produção, consumo e transporte de CH₄.

Em tese, teríamos a mesma quantidade de substrato orgânico nos sistemas construídos da Lagoa do Vigário (considerando que o teor de matéria orgânica não variou significativamente entre os alagados com e sem macrófitas aquáticas). As concentrações de CH₄ encontradas nas caixas colonizadas por *Typha domingensis* podem ser justificadas pelo papel desempenhado por esta vegetação nestes ambientes. Segundo Singht (2000) parte do CH₄ que é produzido em sedimentos nas áreas colonizadas por macrófitas emergentes é liberada por meio desta vegetação aquática, responsável pela conexão direta entre dois compartimentos: pedosfera e atmosfera.

Não existem diferenças estatísticas significativas entre os alagados com e sem macrófitas de ambas as lagoas estudadas - Este dado pode estar indicando a importante contribuição das macrófitas aquáticas emergentes na oxidação de parte do CH₄ que é produzido pelas bactérias metanogênicas que colonizam as regiões anóxicas do compartimento sedimentar de ambientes aquáticos. Este dado pode indicar ainda que, uma parte do CH₄ que está sendo produzido nos sedimentos destes ambientes aquáticos provavelmente está sendo liberada diretamente através dos aerênquimas destas macrófitas emergentes, que são indicadas na literatura como veículos de emissão direta de parte do CH₄ que está sendo produzido nos sedimentos em áreas alagadas e ambientes aquáticos.

Com relação as diferentes concentrações encontradas em alagados da Lagoa do Vigário com e sem macrófitas aquáticas, podemos levantar a hipótese das macrófitas estarem atuando na oxigenação da zona de raiz. Sorrell *et al.* (1997) ressaltam em seu trabalho que as macrófitas emergentes (*Eleocharis sp.*) são importantes para a dinâmica do CH₄ nestes ambientes pois estabelecem conexão entre o sedimento e a atmosfera, atuando como via condutora de oxigênio para a zona de raiz (através de seu aerênquima), do mesmo modo que as macrófitas podem estar conduzindo este CH₄ produzido diretamente para a atmosfera em larga escala. Em outro trabalho Hyvönen *et al.* (1998) destacam que a macrófita emergente da espécie *Equisetum fluviatile* é responsável pela emissão direta de CH₄ para a atmosfera. Os resultados obtidos neste trabalho experimental indicam que a macrófita estudada, *Typha domingensis*, exerceu o mesmo papel.

As diferentes concentrações encontradas neste trabalho experimental no sedimento dos alagados construídos podem ser influenciadas por diversos fatores, em especial a demanda de oxigênio nas camadas superficiais do sedimento. No trabalho escrito por Liikanen & Martikainen (2003) é descrito que a liberação de CH₄ dos sedimentos é controlada principalmente pela disponibilidade de oxigênio, sendo as condições anóxicas ideais para favorecer a liberação de CH₄. Neste sentido, parte do CH₄ produzido nos sedimentos pode ser oxidado nas camadas superficiais, quando o oxigênio está presente. A disponibilidade de aceptores de elétrons no sedimento também é importante para regular as vias degratativas do carbono.

As concentrações de CH₄ nos alagados experimentais podem ter sido influenciadas pela presença de bactérias metanotróficas nestes sedimentos. Estas bactérias são responsáveis pela degradação de CH₄ em regiões onde o oxigênio está disponível para o processo. Tais bactérias são organismos obrigatoriamente anaeróbicos encontrados amplamente em ambientes aquáticos naturais (rios, lagos e áreas alagadas), colonizando especialmente as camadas superficiais do sedimento (Segers, 1998).

No entanto, rizosferas, rizomas e raízes de macrófitas aquáticas emergentes foram identificados por King (1994) e Schipper & Reddy (1996) como locais preferenciais para o estabelecimento destes organismos metanotróficos, evidenciando o importante papel das macrófitas aquáticas na oxidação deste CH₄ nos ambientes.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando a primeira hipótese, não podemos afirmar que neste trabalho experimental as macrófitas aquáticas atuaram como fonte de material orgânico para a metanogênese. O tempo do trabalho experimental foi curto para avaliar a contribuição das macrófitas para a provisão de substratos aos metanogênicos. É provável que medições diretas no campo possam demonstrar o papel das macrófitas como fonte de matéria orgânica para os organismos metanogênicos, especialmente em bancos de macrófitas emersas no período seco, que devem apresentar acelerado processo de decomposição e contribuir efetivamente para a provisão de matéria orgânica destinada a metanogênese.

É importante destacar o papel das macrófitas aquáticas nestes alagados experimentais para o processo de oxidação e emissão do metano. Provavelmente as macrófitas nos sistemas experimentais podem estar atuando como agentes oxidativos de parte do metano que está sendo produzido nos sedimentos e na emissão direta de gases estufa via aerênquima sem haver difusão do gás pela coluna d'água e nem difusão de bolhas.

A segunda hipótese pode ser confirmada a partir dos dados gerados no estudo. O impacto antrópico sobre o ecossistema lacustre da Lagoa do Vigário impulsiona a atividade metanogênica neste ambiente, uma vez que a metanogênese nestes ambientes pode ser favorecida pela grande disponibilidade de material orgânico lábil devido ao processo de eutrofização, condições anóxicas e redutoras que são características deste ambiente.

Os alagados construídos da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima mostraram valores significativos de produção de CH_4 no sedimento e parte deste CH_4 está sendo emitido através de difusão entre os compartimentos sedimento-coluna d'água.

Considerando os parâmetros avaliados no presente estudo, constatamos a importância do processo de eutrofização artificial para aumentar a quantidade de substrato orgânico, reduzir as concentrações de oxigênio dissolvido e favorecer a atividade dos organismos

metanogênicos. Uma vez que este processo é favorecido por esta combinação de circunstâncias, observamos uma maior produção de CH₄ nos ambientes aquáticos mais eutrofizados.

Podemos concluir que a influência positiva exercida pelo lançamento de efluentes domésticos na atividade metanogênica, já demonstrada em ambientes aquáticos naturais, é extensiva aos alagados construídos.

Para os alagados construídos da Lagoa do Vigário e Lagoa de Cima a comunidade de macrófitas aquáticas pode estar participando na emissão direta de CH₄, uma vez que estes organismos interconectam dois compartimentos da paisagem: pedosfera – atmosfera.

Devido ao tempo limitado de experimentação, não foi possível verificar que nos alagados construídos as macrófitas aquáticas estariam atuando como fonte de matéria orgânica através de seus detritos e exsudados radiculares para estimular a metanogênese nos ambientes colonizados por *Typha domingensis*.

A construção de alagados artificiais que vem sendo amplamente utilizada como uma alternativa tecnológica inovadora para a preservação da integridade de corpos hídricos naturais, em alguns casos, transfere a poluição aquática convertendo-a em poluição atmosférica, já que estes ambientes quando apresentam disponibilidade de material orgânico lábil e condições para desencadear processos degradativos, tornam-se grandes emissores de gases estufa.

Evidenciamos a necessidade de estudos mais detalhados que visem a quantificação do fluxo total de metano em ambientes naturais e eutrofizados. É fundamental uma maior compreensão dos fatores reguladores da produção de metano em ambientes sob estas condições.

Os alagados artificiais devem ser investigados a fim de se encontrar prováveis medidas mitigadoras (como a ação de agentes oxidantes que evitem a emissão do metano) para que um mecanismo que foi desenvolvido para diminuir a poluição nos ambientes aquáticos não transfira simplesmente esta poluição para a atmosfera, desempenhando neste sentido uma solução efetiva contra a poluição ambiental.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amaral, J. A. & Knowles, R. 1995. Growth of Methanotrophs in Methane and Oxygen Counter Gradients. *FEMS Microbiol. Lett.* 126:215-220.

Baird, C. 2000. *Environmental Chemistry*. 2ª edição. W. H. Freeman and Company. 557p.

Ballester, M.V.R. & Santos, J.E.. 2001. Biogenic gases (CH₄, CO₂ and O₂) distribution in a riverine wetlands system, pp.21-30. In: Faria, B.M.; Farjalla, V.F. & Esteves, F.A. (eds.), *Oecologia Brasiliensis*, volume 9, Aquatic Microbial Ecology in Brazil. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro.

Bartlett, K.B. & Harriss, R.C.. 1993. Review and assessment of CH₄ emissions from wetlands. *Chemosphere* 23, 261-333.

Blake, D.R. & Rowland, F.S., 1988. Continuing worldwide increase in tropospheric methane. *Science* 239, 1978-1987.

Bodegom, P.M. van & Stams, A.J.M. 1999. Effects of alternative electron acceptors and temperature on methanogenesis in rice paddy soils. *Chemosphere*, 39(2): 167-182.

Boom, P. I. & Sorrell, B. K. 1995. Methane fluxes from an Australian floodplain wetland: The importance of emergent macrophytes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14:582-598.

Boone, D.R. (1991), Ecology of methanogenesis. In: Rogers, J.E. and Whitman, W.E. (eds). *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*. Washington, DC: American Society for Microbiology. Pp. 57-70.

- Bouwman, A. F (ed). 1990. Soils and the Greenhouse Effect. Wiley, England. 575 p.
- Brix, H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Scientific Technology*. Vol. 29: 71-78
- Casper, P. 1992. Methane production in lakes of different trophic state. *Arch. Hydrobiol. Beith. Ergebn. Limnol.* 37:149-154.
- Castro, H. F.; Williams, N. H. & Ogram, A. 2000. Phylogeny of sulfate-reducing bacteria. *FEMS Microbiol. Ecol.* 31(1): 1-9.
- Chang, T.C. & Yang, S.S. 2003. Methane emissions from wetlands in Taiwan. *Atmospheric environment*. 37: 4551-4558.
- Chanton, J.P., Crill, P., Barlett, K., Martens, C., 1989. Amazon capims (floating grass mats): A source of ¹³C enriched methane to the troposphere. *Geophys. Res. Lett.* 16, 799-802.
- Cicerone, R.J.; Delwiche, C.C.; Tyler, S.C. & Zimmermann, P.R. 1992. Methane emissions from California rice paddies with varied treatments. *Global Biogeochemistry Cycles*. 6: 233-248.
- Cicerone, R.J., Oremland, R.S., 1988. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. *Global Biogeochemistry Cycles* 2, 299-237.
- Conrad, R., 1989. Control of methane production in terrestrial ecosystems. In: Andreae, M.O., Schimel, D.S. (Eds.) *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. Dahlem Konferenzen. Wiley, Chichester, pp 39-58.

Cord-Ruwisch, R.; Seitz, H. J. & Conrad, R. 1988. The capacity of hydrogenotrophic anaerobic bacteria to compete for traces of hydrogen depends on the redox potential of the terminal electron acceptor. *Arch. Microbiol.* 149: 350-357.

Crill, P.M.; Martikainen, P.J.; Nykänen, H.; Sivola, J. 1994. Temperature and N fertilization effects on methane oxidation in a drained peatland soil. *Soil Biology and Biochemistry.* 26 (10) 1331-1339.

Dickinson, C.D., Cicerone, R.J., 1986. Future Global warming from atmospheric trace gases. *Nature (London)* 319: 109-115.

Duan, X.; Wang, X.; Mu, Y. & Ouyang, Z. 2005. Seasonal and diurnal variations in methane emissions from Wuliangsu Lake in arid regions of China. *Atmospheric environment.* 39: 4479-4487.

Esteves, F.A. (1998), *Fundamentos de Limnologia*, 2nd ed. Rio de Janeiro: Interciência.

FEEMA – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE (1993). *Perfil ambiental do município de Campos*. Rio de Janeiro. 146p.

Fenchel, T.; King, G. M. & Blackburn, T. H. 1998. *Bacterial Biochemistry: the ecophysiology of mineral cycling*. 2^a edição, Academic Press, San Diego, C.A. 307p.

Fey, A. & Conrad, R. 2000. Effect of temperature on carbon and electron flow and on the Archaeal community in methanogenic rice field soil. *Appl. and Environ. Microbiol.* 66(11): 4790-4797.

Fonseca, A.L.S.; Minello, M.; Marinho, C.C. & Esteves, F.A. 2004. Methane Concentration in Water Column and in Pore Water of a Coastal Lagoon (Cabiúnas Lagoon, Macaé, RJ, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology.* Vol. 47 n2. pp 301-308.

Fung, I., John, J., Lerner, J., Mathews, E., Prather, M., Steele, L.P., Fraser, P.J., 1991. Three dimensional model synthesis of the global methane cycle. *J. Geophys. Res.* 96, 13033-13065.

Garcia, J.L.; Patel, B.K.C. & Ollivier, B. 2000. Taxonomic, phylogenetic and ecological diversity of methanogenic Archaea. *Anaerobe* 6; 205-226. Gilbert, B. & Frenzel, P. 1998. Rice roots and CH₄ oxidation: The activity of bacteria, their distribution and the microenvironment. *Soil Biol. Biochem.* 30:1903-1916.

Gatts, C.E.N.; Faria-Jr., R.T.; Vargas, H.; Lannes, L.S.; Aragon, G.T. & Ovalle, A.R.C. 2003. On the use of photothermal techniques for monitoring constructed wetlands. *Review of Scientific Instruments.* Vol. 74. Number 1.

Gran, G. (1952). Determination of equivalent point in potentiometric titration. *Analyst.* 77: 661-671.

Heyer, J. 1990. *Der Kreislauf des Methans.* Akademie-Verlag, Berlin.

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 Biology & Biochemistry.* 36: 737-748.

Holzappel-Pschorn, A., Conrad, R., Seiler, W., 1986. Effects of vegetation on the emission of CH₄ from submerged paddy soil. *Plant and soil* 92, 223-233.

Hyvönen, T.; Ojala, A.; Kankaala, P. & Martikainen, P.J. 1998. Methane release from stands of water horsetail (*Equisetum fluviatile*) in a boreal lake. 1998. *Freshwater Biology.* 40: 275-284

Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Houghton, J.T., Callandar, B.A., Varney, S.K. (Eds.), *Climate Change. The Supplementary Report to the IPCC scientific assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, 1992.

Joabson, A.; Christensen, T.R; Wallèn, B. 1999. Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands. *Tree*. Vol. 14: 385-388

Jones, W.J. (1991). Diversity and physiology of methanogens. In: Rogers, J.E. and Whitman, W.B. (eds.). *Microbial Production and Consumption of Greenhouse gases: Methane, Nitrogen oxides and Halomethanes*. Washington, DC: American Society for Microbiology. Pp. 111-146.

Jugsujinda, A., Lindau, C.W., Delaune, R.D., Patric, W.H., 1998. Effect of soil oxidants KNO_3 , MnO_2 and air on methane production in flooded rice soil suspension. *Water, Air and Soil Pollution* 105, 677-684.

Kadlec, R.H., Knight, R.L. (1996) *Treatment wetlands*. CRC, Lewis Publishers, Boca Raton, New York, London, Tokio.

Kiene, R.P. (1991) Production and consumption of methane in aquatic systems. In: Rogers, J.E. and Whitman, W.B. (eds). *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, nitrous oxides and Halomethanes*. Washington, DC: American Society for Microbiology. Pp. 111-146.

King, G.M., 1990. Regulation by light of methane emissions from a wetland. *Nature (London)* 345: 513-515.

King, G. M. 1994. Associations of Methanotrophs with the Roots and Rhizomes of Aquatic Vegetation. *Appl. Environ. Microbiol.* 60:3220-3227.

Keltjens, J. T. & Vogels, G. D. 1993. Conversion of methanol and methylamines to methane and carbon dioxide. pp 253-303. In: Methanogenesis, J. G. Ferry (ed). Chapman & Hall, New York. 536 p.

Kristjansson, J. K.; Schönheit, P. & Thauer, R. K. 1982. Different K_s values for hydrogen of methanogenic bacteria and sulfate reducing bacteria: An explanation for the apparent inhibition of methanogenesis by sulfate. Arch. Microbiol. 131: 278-282.

Kulshreshtha, K., Singh, S.N. and Agnihotri, S. (2000), Existence of micropores on the tiller surface of *Schoenoplectus subalatus*: the probable port for methane emission. Aquat. Bot., 66, 241-247.

Lannes, L.S. (2002) Hidroquímica do sistema alagado urbano Vigário-Taquaruçu, Campos dos Goytacazes, RJ. Lucíola dos Santos Lannes. Campos dos Goytacazes. UENF. 68p.

Lannes, L.S. (2004) Avaliação de pequenos alagados artificiais na modificação da qualidade de água utilizando a macrófita aquática *Typha domingensis* Pers.. Lucíola Santos Lannes. Campos dos Goytacazes. UENF. 65p.

Lelieveld, J., Crutzen, P.J., 1993. Methane emission into the atmosphere, an overview. In: Van Amstel, A.R. (Ed.), Methane and Nitrous oxide. International IPCC Workshop, Amersfoort, The Netherlands, pp. 143-163.

Liikanen, A. & Martikainen, P.J. 2003. Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across sediment-water interface in a eutrophic lake. Chemosphere. 52: 1287-1293.

Lovley, D. R. 1985. Minimum threshold for hydrogen metabolism in methanogenic bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 49: 1530-1531.

Lovley, D. R.; Dwyer, D. F. & Klug, M. J. 1982. Kinetic analysis of competition between sulfate reducers and methanogens for hydrogen in sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 43: 1373-1379.

Luz, C. F. P. 2003. Os registros palinológicos como sensores das dinâmicas da vegetação no Holoceno da Região Norte do Estado do Rio de Janeiro (Brasil). Tese. Instituto de Geociências, Depto. de Geologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Marinho, C.C.; Fonseca, A.L.S.; Minello, M. & Esteves, F.A. 2004. Resultados e Perspectivas sobre o estudo do CH₄ nas Lagoas Costeiras da Restinga de Jurubatiba e da Lagoa Imboassica na Região Norte do Estado do Rio de Janeiro. In: Rocha, C.F.; Esteves, F.A. & Scarano, F.R. (eds). *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação.* (2004). São Carlos-SP. Editora Rima, pp. 273-294.

Martens, C.S., Berner, R.A. (1974) Methane production in the interstitial water of sulfate depleted marine sediments. *Science* 185, 1167-1169.

Martens, C.S., Chanton, J.P. (1989) Radon tracing and biogenic gas equilibration and transport from methane saturated sediments. *J. Geophys. Res.* 94, 3451-3459.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2000). *Wetlands.* 3.ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 920 p.

Minello, M. (2004) metanogênese sob a variação de salinidade em lagoas costeiras do Norte Fluminense. Implicações nas condições osmóticas e na competição por substratos. Murilo Minello. Rio de Janeiro, UFRJ, 66 p.

Munson, M.A.; Nedwell, D.B. & Embley, T.M. 1997. Phylogenetic diversity of Archaea in sediment samples from a coastal salt marsh. *Appl. Environ. Microbiol.* 63 (12): 4729-4733.

Neue, H.U., Gaunt, J.L., Wang, Z.P., Becker-Heidmann, P. and Quijano, C. (1997), Carbon in tropical wetlands. *Geoderma*, 79, 163-185.

Neue, H.U., Wassmann, R., Lantin, R.S., Alberto, MA C.R., Aduna, J.B., Javellana, A.M., 1995. Factors affecting methane emission from rice fields. *Atmospheric Environment* 30: 1751-1754.

Oren, A. 1994. The ecology of the extremely halophilic archaea. *FEMS Microbiology Ecology* 13: 415-440.

Pearman, G.I., Etheridge, D., Silva, F., Fraser, P.J., 1986. Evidence of changing concentrations of atmospheric CO₂, N₂O and CH₄ from air bubbles in Antarctic ice. *Nature* 320, 248-250.

Pedrosa, P. & Rezende, C.E. 1999. As muitas faces de uma lagoa. *Ciência Hoje*, vol.26, nº 153, p.40-47.

Petit J.R., Jouzel J., Raynaud D., Barkov N.I., Barnola J.M., Basile I., Bender M., Chappellaz J., Davis J., Delaygue G., Delmotte M., Kotlyakov V.M., Legrand M., Lipenkov V., Lorius C., Pépin L., Ritz C., Saltzman E., Stievenard M. (1999). Climate and Atmospheric History of the Past 420,000 years from the Vostok Ice Core, Antarctica, *Nature*, 399: 429-436.

Robinson, J. A. & Tiedje, J. M. 1984. Competition between sulfate-reducing and methanogenic bacteria for H₂ under resting and growing conditions. *Arch. Microbiol.* 137: 26-32.

Rodhe, H. (1990) A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science* 248, 1217-1219.

Sass, R.L.; Fischer, F.M.; Harcombe, P.A. & Turner, F.T. 1991. Mitigation of methane emissions from rice fields: possible adverse effects of incorporated rice straw. *Global Biogeochemistry Cycles*. 5: 275-287.

Schipper, L.A. & Reddy, K.R. 1996. Determination of methane oxidation in the rhizosphere of *Sagittaria lancifolia* using methyl fluoride. *Soil Science Society of American Journal*. 60: 611-616.

Schmaljohann, R. 1996. Methane dynamics in the sediment and water column of Kiel Harbour (Baltic Sea). *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 131:263-273.

Schütz, H., Holzappel-Pschorn A., Conrad, R., Rennenberg, H., Seiler, W., 1989. A three-year continuous record on influence of daytime, season and fertilize treatment on methane emission: rates from an Italian rice paddy field. *J. geophys. Res.* 94: (16) 405-416.

Segers, R. 1998. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetlands methane fluxes. *Biogeochemistry*. 41: 23-51

Segers, R. and Kengen, S.W.M. (1998), Methane production as a function of anaerobic carbon mineralization: a process model. *Soil Biol. Biochem.*, 30: (8/9), 1107-1117.

Singh, S.N., Kulshreshtha, K., Agnihotri, S., 2000. Seasonal dynamics of methane emission from wetlands. *Chemosphere: Global Change Science* 2, 39-46.

Soffiati Netto, A. A. 1985. A agonia das lagoas do Norte Fluminense. *Ciência e Cultura* 37(10):1627-1638.

Sorrell, B.K.; Brix, H. & Orr, P. 1997. *Eleocharis sphacelata*: internal gas transport pathways and modeling of aeration by pressurized flow and diffusion. *New Phytol.* 136: 433-442.

Thauer, R. 1998. Biochemistry of methanogenesis; a tribute to Marjory Stephenson. *Microbiology* 144: 2377-2406.

Valentine, D.W., Holland, E.A. and Schinel, D.S. (1994) Ecosystem and physical controls over methane production in northern wetlands. *Journal of Geophysical Research* 99, 1563-1571.

Van-Hulzen, J.B.; Segers, R.; Van Bodegom, P.M.; Leffelaar, P.A. 1999. Temperature effects on soil methane production: an explanation for observed variability. *Soil Biology and Biochemistry*. 31: 1919-1929.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (1998) Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Blackhyus Publishers, Leiden.

Wang, W.C., Yung, Y.L., Lacis, A.A., Mo T, Hansen, J.E.. 1976. Greenhouse effects due to man-made perturbations of trace gases. *Science* 194: 685-690.

Ward, D. M. & Winfrey, M. R. 1985. Interactions between methanogenic and sulfate-reducing bacteria in sediments. *Adv. Aquat. Microbiol.* 3: 141-179.

Wetzel, R. G. 1993. *Limnology*. Philadelphia: Saunders Coll (ed). 381 pp.

Yagi, K.; Minami, K. 1990. Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil Science and Plant Nutrition*. 36: 599-610.

Yavitt, J.B. and Knapp, A.K. (1995) CH₄ emission to the atmosphere through emergent cattail (*Typha latifolia* L.) plants. *Tellus* 47B, 521-534.

ANEXO 1: Temperatura (°C) nos seis tanques do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa do Vigário (n=4).

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	25,0	26,7	25,8	27,1	27,5	27,3
	27,0	28,2	27,3	28,2	28,0	28,4
	29,0	29,7	29,6	29,7	28,9	28,6
	27,0	29,2	29,5	30,2	29,4	29,2
Média	27,0	28,5	28,1	28,8	28,5	28,4
Desvio	1,6	1,3	1,8	1,4	0,9	0,8
CV	6,0	4,6	6,6	4,9	3,0	2,8

ANEXO 2: Temperatura (°C) nos seis tanques do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa de Cima (n=4).

	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	28,3	27,5	26,9	28,5	27,9	27,2
	27,5	28,2	27,3	28,9	28,2	28,6
	29,0	28,7	27,9	29,2	28,6	29,2
	28,3	29,3	29,6	29,8	28,9	28,7
Média	28,3	28,4	27,9	29,1	28,4	28,4
Desvio	0,6	0,8	1,2	0,5	0,4	0,9
CV	2,2	2,7	4,3	1,9	1,5	3,0

ANEXO 3: Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) nos seis tanques do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa do Vigário.

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	1173	1105	1056	954	875	745
	1293	1052	1123	978	910	729
	1120	1030	1079	1007	956	810
	1250	1076	1125	1032	1004	725
Média	1209,0	1065,8	1095,8	992,8	936,3	752,3
Desvio	77,4	32,2	34,0	34,0	56,0	39,5
CV	6,4	3,0	3,1	3,4	6,0	5,2

ANEXO 4: Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) nos seis tanques do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa de Cima.

	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	42,0	45,7	42,3	52,7	56,3	42,9
	47,0	49,0	46,0	50,3	59,7	53,6
	56,0	54,0	54,3	45,0	41,6	57,2
	59,0	48,2	57,8	42,3	42,5	47,4
Média	51,0	49,2	50,1	47,6	50,0	50,3
Desvio	7,9	3,5	7,2	4,8	9,3	6,4
CV	15,4	7,1	14,3	10,0	18,6	12,7

ANEXO 5: Variação do pH nos pequenos alagados construídos do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa do Vigário.

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	6,65	6,40	6,80	7,12	7,11	7,66
	6,57	6,39	6,75	6,96	6,94	7,25
	6,49	6,27	6,69	6,79	6,70	6,78
	6,38	6,23	6,56	6,82	6,69	6,53
Média	6,52	6,32	6,70	6,92	6,86	7,06
Desvio	0,12	0,09	0,10	0,15	0,20	0,50
CV	1,77	1,35	1,55	2,18	2,96	7,11

ANEXO 6: Variação do pH nos pequenos alagados construídos do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa de Cima.

	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	6,7	6,9	6,8	6,7	6,5	6,7
	6,5	6,7	6,7	6,5	6,3	6,6
	6,2	6,6	6,7	6,5	6,3	6,6
	6,4	6,0	6,5	6,3	6,0	6,3
Média	6,5	6,6	6,7	6,5	6,3	6,6
Desvio	0,2	0,4	0,1	0,2	0,2	0,2
CV	3,2	5,9	1,9	2,5	3,3	2,6

ANEXO 7: Eh (mV) nos pequenos alagados construídos do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa do Vigário.

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	196	87	110	170	90	110
	73	125	112	108	-12	135
	220	202	180	195	20	205
	236	223	235	203	36	176
Média	181,3	159,3	159,3	169,0	33,5	156,5
Desvio	74,0	64,0	60,1	43,0	42,6	42,3
CV	40,8	40,2	37,7	25,5	127,2	27,0

ANEXO 8: Valores de Eh (mV) nos pequenos alagados construídos do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa de Cima.

	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	229	234	312	253	232	220
	275	221	298	243	227	216
	178	252	276	240	220	208
	154	198	254	224	214	210
Média	209,0	226,3	285,0	240,0	223,3	213,5
Desvio	54,0	22,7	25,4	12,0	7,9	5,5
CV	25,8	10,0	8,9	5,0	3,5	2,6

ANEXO 9: Alcalinidade total ($\mu\text{Eq.L}^{-1}$) de amostras coletadas nos pequenos alagados construídos do sistema experimental abastecido com água proveniente da Lagoa do Vigário.

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	3,2	2,8	2,6	2,0	2,0	2,2
	3,7	3,1	2,9	2,2	2,4	2,4
	3,1	3,2	3,1	2,4	2,5	2,8
	4,1	3,3	2,7	2,9	3,0	3,1
Média	3,5	3,1	2,8	2,4	2,5	2,6
Desvio	0,5	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4
CV	13,1	6,3	7,8	15,1	16,5	15,7

ANEXO 10: Alcalinidade total ($\mu\text{Eq.L}^{-1}$) de amostras coletadas nos pequenos alagados construídos do sistema experimental abastecido com água proveniente de Cima.

	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	0,63	0,64	0,60	0,66	0,63	0,62
	0,55	0,60	0,56	0,64	0,57	0,56
	0,42	0,57	0,43	0,56	0,54	0,54
	0,52	0,42	0,47	0,52	0,58	0,57
Média	0,5	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6
Desvio	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
CV	16,4	17,2	15,2	11,1	6,5	5,9

ANEXO 11: Concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L-1) para os alagados construídos da Lagoa do Vigário.

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
	2,4	2,59	2,35	3,21	3,02	2,9
	2,93	2,62	2,26	3,02	2,53	2,36
	2,32	2,15	2,14	2,5	2,48	2,08
	1,97	1,56	1,89	1,07	1,22	1,12
Média	2,4	2,2	2,2	2,5	2,3	2,1
Desvio	0,4	0,5	0,2	1,0	0,8	0,7
CV	16,5	22,2	9,2	39,5	33,2	35,3

ANEXO 12: Concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L-1) para os alagados construídos da Lagoa de Cima.

	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
	7,6	7,4	7,4	7,0	6,9	6,5
	7,0	7,2	7,2	6,7	6,5	6,2
	6,5	7,2	7	6,5	6,2	6,0
	6,2	6,8	6,4	6,3	5,9	6,0
Média	6,8	7,2	7,0	6,6	6,4	6,2
Desvio	0,6	0,3	0,4	0,3	0,4	0,2
CV	9,0	3,5	6,2	4,5	6,7	3,8

ANEXO 13: Concentrações de metano dissolvido nos alagados construídos da Lagoa do Vigário. (n=36)

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
1	0,150	0,196	0,139	0,473	0,626	0,142
3	0,147	0,291	0,135	0,748	0,697	0,147
5	0,155	0,181	0,125	0,431	0,806	0,156
7	0,161	0,196	0,158	0,446	0,734	0,150
10	0,178	0,216	0,142	0,712	0,947	0,144
13	0,139	0,185	0,130	0,525	0,921	0,194
16	0,193	0,196	0,149	0,409	0,783	0,505
19	0,203	0,221	0,175	0,729	0,988	0,866
22	0,150	0,194	0,135	0,574	1,154	0,797
25	0,353	0,150	0,136	1,401	0,656	1,108
28	0,175	0,151	0,136	1,141	0,713	0,197
31	0,135	0,139	0,155	1,140	0,710	0,150
Média	0,178	0,193	0,143	0,727	0,811	0,380
Desvio	0,059	0,040	0,014	0,329	0,159	0,350
CV	33,060	20,774	9,816	45,280	19,574	92,148

ANEXO 14: Concentrações de metano dissolvido nos alagados construídos da Lagoa de Cima

(n=3

6)

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
1	0,149	0,186	0,127	0,313	0,497	0,160
3	0,132	0,200	0,148	0,275	0,548	0,169
5	0,162	0,148	0,131	0,258	0,272	0,178
7	0,151	0,202	0,142	0,267	0,496	0,169
10	0,132	0,231	0,149	0,279	0,362	0,175
13	0,153	0,147	0,134	0,309	0,262	0,178
16	0,161	0,237	0,141	0,272	0,505	0,189
19	0,140	0,225	0,148	0,280	0,372	0,173
22	0,161	0,184	0,143	0,328	0,276	0,205
25	0,153	0,163	0,180	0,127	0,155	0,146
28	0,129	0,204	0,130	0,124	0,132	0,156
31	0,139	0,141	0,129	0,141	0,195	0,150
Média	0,147	0,189	0,142	0,248	0,339	0,171
Desvio	0,012	0,033	0,014	0,074	0,146	0,017
CV	8,203	17,720	10,172	29,701	43,009	9,703

ANEXO 15: Concentrações de metano no sedimento dos alagados construídos da Lagoa do Vigário

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
Primeira amostragem	69,5	64,9	53,4	64,6	71,7	71,0
	78,0	79,6	54,3	71,9	66,6	67,6
	72,0	73,8	54,0	71,6	64,9	64,9
	62,6	71,6	50,2	66,8	68,5	65,7
	66,6	67,6	59,7	70,8	71,9	64,6
Média	69,7	71,5	54,3	69,1	68,7	66,8
Desvio	5,8	5,7	3,4	3,2	3,1	2,7
CV	8,3	7,9	6,3	4,7	4,5	4,0

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
Segunda amostragem	64,8	62,9	62,7	63,0	71,8	70,4
	63,0	66,6	63,0	71,8	71,6	70,1
	65,1	68,4	63,9	71,0	70,4	71,4
	67,4	70,4	65,0	70,1	68,9	71,9
	62,7	68,9	62,7	70,8	71,9	67,2
Média	64,6	67,4	63,4	69,4	70,9	70,2
Desvio	1,9	2,9	1,0	3,6	1,3	1,8
CV	3,0	4,3	1,6	5,2	1,8	2,6

ANEXO 15: Concentrações de metano no sedimento dos alagados construídos da Lagoa do de Cima.

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
Primeira amostragem	27,4	32,2	29,3	33,3	26,6	31,8
	32,1	32,7	30,0	32,0	27,4	30,8
	30,3	31,3	30,8	30,3	29,4	33,2
	29,5	27,3	29,1	31,3	32,7	32,0
	27,3	31,3	30,1	30,8	31,4	31,1
Média	29,3	30,9	29,9	31,5	29,5	31,8
Desvio	2,0	2,1	0,7	1,2	2,6	1,0
CV	7,0	6,8	2,3	3,7	8,7	3,0

Amostragem	Tanques com macrófitas			Tanques sem macrófitas		
	LC1	LC2	LC3	LC4	LC5	LC6
Segunda amostragem	36,2	31,2	29,1	31,4	29,1	30,3
	32,2	30,9	31,2	30,0	31,3	29,2
	34,4	32,5	31,8	29,3	30,4	30,3
	33,6	31,8	30,1	31,4	29,0	31,6
	34,2	32,5	32,5	30,9	30,6	29,1
Média	34,1	31,8	30,9	30,6	30,1	30,1
Desvio	1,5	0,7	1,3	0,9	1,0	1,0
CV	4,3	2,3	4,3	3,0	3,3	3,3