



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



Influência da cobertura de macrófitas aquáticas flutuantes em emissões de metano em um lago mesoeutrófico.

Mariana Brauner Perera

Orientador: Cleber Palma Silva

Rio Grande
2017



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



**Influência da cobertura de macrófitas aquáticas
flutuantes em emissões de metano em um lago
mesoeutrófico.**

Aluno: Mariana Brauner Perera

Orientador: Cleber Palma Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2017

*Ao Vô Fernando,
com todo amor e saudade*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente ao professor Cleber Palma Silva pela orientação ao longo destes anos de mestrado, pela confiança e liberdade na execução deste projeto e pelos conselhos e conhecimentos científicos.

Ao técnico e amigo Leonardo Furlanetto por compartilhar seu conhecimento, por estar sempre disponível para coletas, conversas e dúvidas.

Agradeço também aos demais professores do PPG BAC pelos ensinamentos durante as disciplinas, em especial as professoras Edélti Albertoni e Fabiana Schneck, sempre dispostas a ajudar e tirar dúvidas dentro e fora da sala de aula.

Aos membros da banca Walkyria Scivittaro e Ezequiel Miola pela disponibilidade e prontidão em avaliar e melhorar este trabalho.

À amiga Fernanda Marques pela amizade, força e companhia do início ao fim do mestrado, de Pelotas à FURG. Aos colegas e amigos Camila Bosenbecker, Cássia Silva e Cláudio Trindade pela amizade, parceria e troca de conhecimentos. À todos os colegas e amigos da salinha da ecologia por trocas de conhecimento, almoços e chimarrões. Todos contribuíram para que estes anos tenham sido mais alegres e leves.

A todos os demais colegas, técnicos e funcionários da FURG que de alguma forma estiveram presentes e ajudaram nesse processo.

À Universidade Federal do Rio Grande por me receber e acolher e permitir a realização desta pesquisa das suas dependências. À CAPES pela bolsa concedida para a realização desta pesquisa.

Ao meu marido Marcelo Gafanha, por ser o meu suporte neste período e em todos os outros, por compartilhar madrugadas de estudo, cada um no seu respectivo mestrado. Aos meus pais e meu irmão por tornarem os dias mais fáceis e entenderem minha ausência quando necessário. Aos familiares e amigos de Pelotas por entenderem este momento de dedicação, por se interessarem pelo meu trabalho e pela amizade de sempre. E finalmente ao amigo André Barbachan pelo auxílio com as imagens.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho de dissertação é apresentado em três partes principais, sendo a primeira uma introdução geral do tema envolvendo lagos rasos e a dinâmica do metano nesses ambientes, abordando a importância da compreensão dos fatores que alteram esta dinâmica e trazendo um levantamento da literatura sobre o objetivo principal que é a comparação entre as emissões de metano de ambientes cobertos e livres de macrófitas aquáticas flutuantes. Esta parte segue as normas de formatação da ABNT e o modelo de dissertação sugerido por este programa.

A segunda parte é composta por um manuscrito a ser submetido à publicação na revista *Aquatic Botany* e, portanto, segue as regras de formatação para submissão indicadas pela própria revista. Esta parte conta com uma introdução mais específica abordando a problemática estudada, a metodologia empregada de forma detalhada, os resultados, a discussão e a conclusão do estudo.

A terceira é uma avaliação geral do desenvolvimento desta pesquisa com uma visão de considerações sobre o seu andamento, questões metodológicas, abordagem dos temas principais e importância do estudo e perspectivas futuras em função do que foi discutido entre os resultados aqui encontrados e os da literatura em trabalhos com o mesmo objetivo.

RESUMO

Lagos rasos podem alcançar diferentes estados de equilíbrio principalmente em função da concentração de nutrientes. Esses estados são representados por lagos de águas claras dominados por macrófitas submersas, lagos de águas turvas dominados por fitoplâncton ou ainda lagos cobertos por macrófitas flutuantes. A presença excessiva de macrófitas flutuantes pode causar diversas alterações no ambiente devido ao esgotamento de oxigênio na coluna d'água e favorecer o predomínio do metabolismo anaeróbico, com provável aumento da produção de gases de efeito estufa. Entre eles, o metano (CH_4) está entre os mais importantes no aquecimento global, apresentando um forçamento radiativo maior do que o dióxido de carbono, que está em maior quantidade na atmosfera. Os lagos rasos têm mostrado importante contribuição na emissão de CH_4 e diversos fatores ambientais têm demonstrado influência nos valores de emissão. Poucos estudos têm se voltado à analisar a relação da cobertura de macrófitas flutuantes e a concentração e emissão de CH_4 nos ecossistemas aquáticos, e muitos dos resultados disponíveis ainda são contrastantes quanto à influência das macrófitas flutuantes na concentração e taxas de emissão de gases de efeito estufa. Esta dissertação aborda a dinâmica dos lagos rasos, focando principalmente nas alterações que as macrófitas aquáticas flutuantes exercem sobre esses ambientes e como essas alterações podem influenciar nas emissões de CH_4 . O capítulo 1 tem por objetivo comparar a concentração e taxas de emissão de CH_4 em regiões cobertas e regiões livres da cobertura de macrófitas flutuantes da espécie *Salvinia herzogii*, em um lago raso de região subtropical. As coletas foram realizadas entre os meses de maio e dezembro de 2016, em um pequeno lago mesotrófico da Universidade Federal do Rio Grande, RS, Brasil. As amostras foram coletadas em 12 cercados de 1m^2 , seis com cobertura de *S. herzogii* e seis sem cobertura. Foram coletados dados de concentração de metano na coluna d'água através da técnica do *headspace*, de emissão de CH_4 da coluna d'água para a atmosfera utilizando câmaras flutuantes. As variáveis limnológicas temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, entre outras, foram obtidas com sonda multiparâmetros. A concentração e a emissão de CH_4 , determinadas por cromatografia gasosa, não apresentaram diferenças significativas entre os dois tratamentos ($p>0,05$), porém os resultados mostraram uma tendência a uma maior concentração e emissão nos cercados cobertos pela vegetação. As áreas cobertas pelas macrófitas flutuantes apresentaram as menores taxas de oxigênio dissolvido ($p<0,05$), o que pode estar relacionado com os valores médios de CH_4 mais altos nessa região, uma vez que essa condição propicia um ambiente anóxico favorável às bactérias metanogênicas. Para estudos futuros sugere-se a utilização de ambientes naturais em estado

trófico distinto, o que mantém mais evidente a diferença entre a presença e ausência das macrófitas flutuantes na concentração e emissão de CH₄ em lagos rasos.

Palavras-chaves: lago raso, ciclo do carbono, gases de efeito estufa, estados alternativos estáveis, *Salvinia herzogii*

ABSTRACT

Shallow lakes can reach different states of equilibrium due to nutrient concentration. These states can be represented by clear water lakes dominated by submerged macrophytes or turbid water lakes dominated by phytoplankton or floating macrophytes. The excessive presence of floating macrophytes may cause several changes in the environment due to oxygen depletion in the water column and favor the predominance of anaerobic metabolism, with a probable increase in greenhouse gas production. Among those gases, methane (CH₄) is one of the most important with respect to global warming, presenting a radiative potential higher than carbon dioxide, which is in greater quantity in the atmosphere. The shallow lakes have shown important contribution in the CH₄ emission, and several environmental factors can influence its emission rates. Few studies have focused on the relationship between the coverage of floating macrophytes and the concentration and emission of this gas in aquatic ecosystems, and the results are still in contrast regarding to the influence of fluctuating macrophytes on concentration and emission rates. This dissertation presents a review on the dynamics of shallow lakes, focusing mainly on the changes that floating aquatic macrophytes exert on these environments, and how these alterations can influence the CH₄ emission. Chapter 1 aims to compare CH₄ concentration and emission rates in areas covered by the free floating macrophyte *Salvinia herzogii* with free surface areas in a shallow subtropical lake. The samplings were carried out between May and December 2016, in a small mesotrophic lake of the Federal University of Rio Grande, RS, Brazil. Samples were collected in 12 enclosures with 1m² each, six with *S. herzogii* cover and six free surfaced areas. CH₄ concentration data were sampled in the water column through the headspace technique and CH₄ emission from the water column to the atmosphere was sampled using floating chambers. The limnological variables such as water temperature, pH, dissolved oxygen, among others, were obtained with a multiparameter probe. The concentration and emission values of CH₄, determined by gas chromatography, did not show significant differences between the two treatments ($p > 0.05$), but the results showed a tendency to a higher concentration and emission rates in the covered areas. These areas covered

by floating macrophytes had the lowest rates of dissolved oxygen ($p < 0.05$), which may be related to the higher CH_4 values in this region, since this condition provides an anoxic environment favorable to methanogenic bacteria. For future studies it is suggested the use of natural environments in distinct trophic states, which gives a more clear difference between the presence and absence of floating macrophytes in the concentration and emission of CH_4 in shallow lakes.

Key-words: shallow lake, carbon cycle, greenhouse gas, alternative stable states, *Salvinia herzogii*

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE TABELAS.....	xii
INTRODUÇÃO GERAL.....	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	19
CAPÍTULO 1.....	25
RESUMO.....	26
INTRODUÇÃO.....	27
METODOLOGIA.....	30
RESULTADOS.....	35
DISCUSSÃO.....	40
CONCLUSÃO.....	44
AGRADECIMENTOS.....	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	44
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS.....	51

LISTA DE FIGURAS

Introdução Geral

- Figura a: Padrão de mistura da água em lagos rasos durante o ano (A) e estratificação em lagos profundos (B) 12
- Figura b: Esquema demonstrando as mudanças de estados alternativos estáveis de águas claras ou túrbidas dominados por plantas submersas, fitoplâncton e macrófitas flutuantes, de acordo com a concentração de fósforo (P) no ambiente 14
- Figura c: Cobertura quase total de macrófitas flutuantes em um lago raso subtropical 15
- Figura d: Ilustração da dinâmica do CH₄ em um lago raso, demonstrando a produção no sedimento anóxico e vias de emissão por ebulição, difusão e através de plantas emergentes.... 17

Capítulo 1

- Figura 1: Esquema representando o lago de estudo (1 hectare) e a localização dos cercados no mesmo (círculos coloridos; azul = superfície livre, verde = com cobertura de macrófitas flutuantes) 31
- Figura 2: Alguns cercados alocados no lago estudado como parte do experimento, parte deles com e parte sem presença de macrófitas 33
- Figura 3: Detalhe dos cercados montados no lago estudado e câmara flutuante utilizada na coleta de gases emitidos da água para a atmosfera 33
- Figura 4: Quantidade de oxigênio dissolvido (mg/L) nos ambientes cobertos por macrófitas flutuantes da espécie *S. herzogii* (COM) e com superfície livre de plantas (SEM) no lago estudado 36
- Figura 5: Concentração de CH₄ presente na coluna d'água nos ambientes com cobertura de macrófitas flutuantes (COM) e sem nenhuma cobertura (SEM). Valores de concentração de metano estão logaritmizados para uma melhor visualização dos dados 37
- Figura 6: Quantidade de CH₄ emitido da água para a atmosfera (fluxo de metano) nos ambientes com cobertura de macrófitas flutuantes (COM) e sem nenhuma cobertura (SEM). Valores de fluxo estão logaritmizados para uma melhor visualização dos dados 39
- Figura 7: Resultados da PCA demonstrando a relação entre as quantidades de CH₄ na coluna d'água (água), emissão para a atmosfera (fluxo) e as variáveis limnológicas. Grupos representados por ambientes com macrófitas (valor 1; círculos azul claro) e ambientes sem

macrófitas (valor 0; círculos azul escuro). Siglas: O_porcentagem = porcentagem de oxigênio dissolvido; O_dissolvido = valores de oxigênio dissolvido em mg/L; STD = sólidos totais dissolvidos (g/L); ORP = potencial de oxi-redução (mV). 39

LISTA DE TABELAS

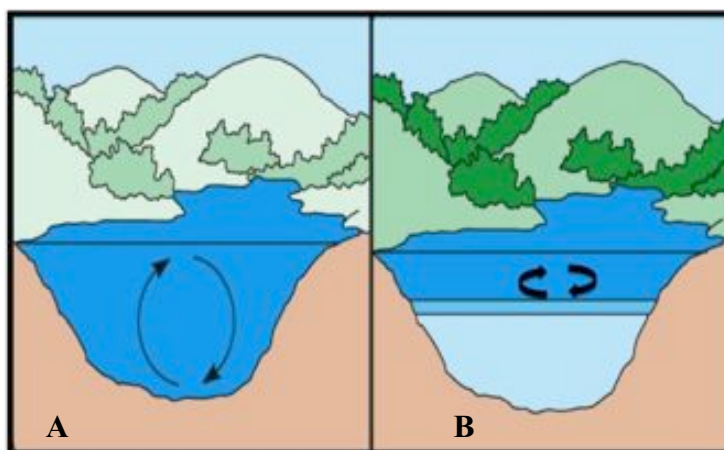
Tabela 1: Valores médios das variáveis limnológicas por dia de coleta.....	35
Tabela 3: Coeficientes de Correlação de Pearson entre as variáveis presença ou ausência de plantas (plantas), fluxo de CH ₄ , concentração de CH ₄ na água (Água CH ₄), temperatura, pH, potencial de oxirredução (ORP), condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido (mg/L – OD), porcentagem de oxigênio dissolvido (OD%), sólidos totais dissolvidos (STD), profundidade do lago, média de vento e luminosidade do dia de coleta.....	36
Tabela 2: Valores mínimos, máximos e médios de concentração e emissão de metano nos ambientes com cobertura de <i>S. herzogii</i> (COM) e nos ambientes livres de macrófitas (SEM), nos diferentes dias de coleta	38

INTRODUÇÃO GERAL

Historicamente, os ambientes aquáticos continentais têm sido suprimidos da maioria dos estudos de processos globais devido a informações subestimadas de sua área total na superfície terrestre e de seu papel no processamento de materiais (DOWNING, 2010, MEERHOFF; JEPPESEN, 2009). Porém, eles apresentam função importante nos ciclos globais, incluindo o ciclo do carbono, que foi um dos mais negligenciados em estudos anteriores (COLE et al., 2007, COLE et al., 2010, DOWNING, 2010). Foi demonstrado que lagos, principalmente pequenos, têm importância desproporcional entre seu tamanho e o seu papel no processamento do carbono, transportando, transformando e armazenando grandes quantidades desse elemento (TRANVIK et al., 2009).

Downing et al. (2006) estimaram que, diferente do que se pensava anteriormente, mais de 90% dos lagos do planeta estão na categoria de lagos médios ou pequenos, sendo a maioria desses com profundidades rasas. Esses ambientes são classificados como polimíticos, ou seja, a circulação da água é constante, não havendo estratificação térmica no verão, como nos lagos profundos (MEERHOFF; JEPPESEN, 2009) (fig. a). Ainda devido à pequena profundidade, esses ambientes sofrem maior influência do entorno quando comparados a lagos profundos, fazendo trocas consideráveis com o ecossistema terrestre (MEERHOFF; JEPPESEN, 2009). Além disso, são constantemente oxigenados pela ação dos ventos, o que resulta em uma coluna d'água com fases aeróbias e um sedimento com fases anaeróbias (ESTEVEES et al., 2011).

Figura a: Padrão de mistura da água em lagos rasos durante o ano (A) e estratificação em lagos profundos (B).



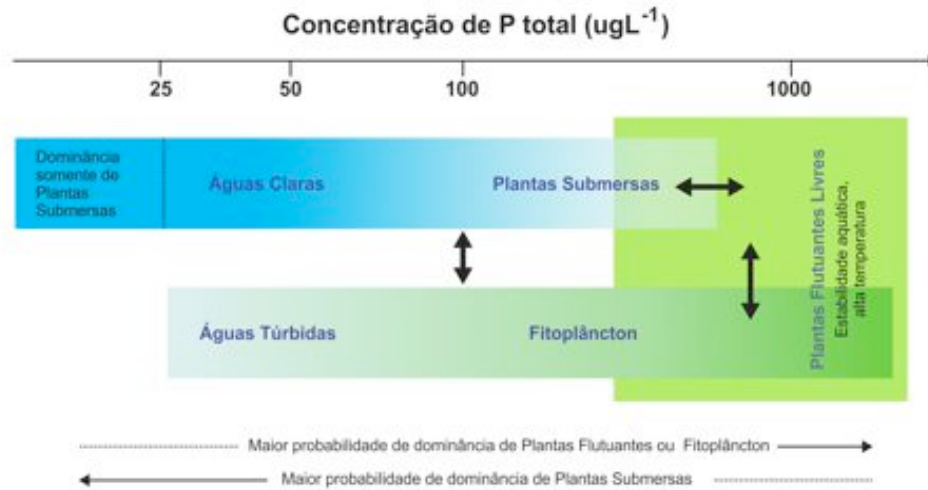
Fonte: adaptado de CUMMINS (2005).

Os lagos rasos têm ainda como característica a alternância entre diferentes estados de equilíbrio, que são chamados de estados alternativos estáveis (SCHEFFER et al., 1993). Estes diferentes estados podem ocorrer sob condições semelhantes, entre faixas intermediárias de concentração de nutrientes (MEERHOFF; JEPPENSEN, 2009). A teoria de Scheffer et al. (1993) explica que lagos rasos podem atingir equilíbrio tanto em um estado de águas claras, dominado por macrófitas aquáticas submersas, quanto em um estado de águas turvas, dominado por uma alta biomassa de microalgas. Estas trocas de estado podem acontecer de forma abrupta nesses ecossistemas (MEERHOFF; JEPPENSEN, 2009).

Em um ambiente de águas claras, a mudança de estado ocorre quando a quantidade de nutrientes ultrapassa um limite suportável pelas plantas submersas, devido à alguma perturbação, o que resulta no aumento da turbidez, fazendo com que elas não resistam e sejam substituídas por fitoplâncton, que causará maior turbidez da água. Do contrário, quando houver diminuição dos nutrientes que possibilite o restabelecimento das plantas submersas, essas trarão novamente o estado de águas claras (SCHEFFER et al., 1993). A primeira opção ocorre mais facilmente, visto que as plantas submersas desaparecem a partir da ausência da luz causada pela turbidez da água, porém, o retorno das macrófitas submersas depende de outros fatores complexos que não somente a retirada de nutrientes, mas também do restabelecimento da cadeia trófica desse ambiente (MEERHOFF et al., 2003). O estado dominado por macrófitas submersas apresenta maior biodiversidade de peixes, invertebrados, anfíbios e aves aquáticas (MEERHOFF; JEPPENSEN, 2009). Porém, outros estados alternativos de equilíbrio são reconhecidos, além dos dois estados mencionados anteriormente, como a dominância de plantas aquáticas flutuantes, carófitas ou cianobactérias (MEERHOFF; JEPPENSEN, 2009, SCHEFFER et al., 2003, SCHEFFER; NES, 2007) (fig. b).

As macrófitas flutuantes podem ser do tipo flutuantes livres, as quais possuem suas raízes na coluna d'água, sem se fixar a nenhum substrato, e do tipo com folhas flutuantes, com raízes fixadas no substrato que se ligam às folhas flutuantes através de pecíolos longos e flexíveis (THOMAZ; ESTEVES, 2011). O pico de biomassa das plantas flutuantes ocorre durante o verão, quando elas podem cobrir toda a superfície da água (BOLPAGNI et al., 2007). Estas plantas apresentam altas taxas de crescimento em ambientes eutrofizados (PALMA-SILVA et al., 2012), os quais atingem este estado devido à grande entrada de nutrientes (THOMAZ; ESTEVES, 2011).

Figura b: Esquema demonstrando as mudanças de estados alternativos estáveis de águas claras ou túrbidas dominados por plantas submersas, fitoplâncton e macrófitas flutuantes, de acordo com a concentração de fósforo (P) no ambiente.



Fonte: adaptado de MEERHOFF et al. (2003)

Assim como um estado de águas túrbidas dominadas por fitoplâncton, um estado dominado por macrófitas flutuantes pode ser de difícil reversão, e acontece quando há uma grande entrada de nutrientes no ecossistema (SCHEFFER; NES, 2007). Quando as macrófitas flutuantes se proliferam a ponto de cobrir toda a superfície do lago (fig. c), elas causam o sombreamento do ecossistema, desfavorecendo a sobrevivência de plantas submersas e animais através do esgotamento do oxigênio e promovendo a anoxia da coluna d'água, o que também resulta em alterações na ciclagem de nutrientes neste ambiente, incluindo o ciclo do carbono, que tem suas vias de degradação altamente influenciadas pela presença ou ausência de oxigênio (BOLPAGNI et al., 2007, THOMAZ; ESTEVES, 2011). As macrófitas submersas, por sua vez, podem afetar o crescimento das plantas flutuantes através da redução da quantidade de nutrientes disponíveis no meio (SCHEFFER et al., 2003).

Macrófitas flutuantes são comumente encontradas em lagos rasos subtropicais, influenciando fortemente a dinâmica destes ambientes (MEERHOFF et al., 2003). Elas alteram os ambientes onde se encontram por causar o sombreamento da coluna d'água e consequente diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido nela, já que as plantas submersas que realizam a fotossíntese são suprimidas (KOSTEN et al., 2016). Espécies dos gêneros *Eichhornia*, *Pistia*, *Salvinia* e *Azolla* são exemplos de macrófitas flutuantes

comumente estudados (ALBERTONI et al., 2014, HENRY-SILVA; CAMARGO; PEZZATO, 2008, MEERHOFF et al., 2003, PALMA-SILVA et al., 2012, TRINDADE; ALBERTONI; PALMA-SILVA, 2012).

Figura c: Cobertura quase total de macrófitas flutuantes em um lago raso subtropical.



O aumento da quantidade de áreas dominadas por estas plantas pode ser relacionado a diversos fatores, como o aumento do despejo de nutrientes em ambientes aquáticos, a utilização delas em processos de fitorremediação e em associação com outras culturas (KOSTEN et al., 2016; THOMAZ; ESTEVES, 2011). Além disso, o aumento da temperatura e da concentração de CO_2 também favorecem a dominância competitiva das macrófitas flutuantes nos ambientes aquáticos (KOSTEN et al., 2016).

Além do sombreamento do ecossistema, a grande proliferação destas plantas causa diversas outras alterações nos ambientes aquáticos (ALBERTONI et al., 2014), resultando em problemas na pesca, navegação, geração de energia e até atividades de lazer, o que tem aumentado o interesse pelo assunto e a necessidade de controle (HENRY-SILVA; CAMARGO; PEZZATO, 2008, SCHEFFER; NES, 2007).

Outro aspecto que vem sendo vinculado às macrófitas aquáticas, em geral, é a emissão de gases de efeito estufa envolvendo estas plantas, sendo que estudos têm focado principalmente em espécies vasculares submersas e emergentes, devido à sua capacidade de transporte de gás via aerênquima (BRIX; SORRELL; LORENZEN, 2001, ENGLE et al., 2008, ZHANG; DING, 2011).

Os gases de efeito estufa tem como característica a capacidade de absorver radiação infravermelha oriunda da incidência da radiação solar sobre a superfície do planeta. O dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), o vapor d'água (H₂O), o óxido nitroso (N₂O) e os clorofluorcarbonos (CFC's) são os principais gases de efeito estufa (IPCC, 2014). O CO₂ é o gás mais abundante na atmosfera, porém, o CH₄ pode absorver 25 vezes mais radiação infravermelha do que o CO₂, pois tem maior forçamento radiativo (U.S. EPA, 2010). Devido à alta contribuição do carbono no aquecimento do planeta, diversos estudos têm se voltado a entender os mecanismos que alteram o ciclo desse elemento, quais são seus efeitos e suas relações com ambientes aquáticos continentais (BASTVIKEN et al., 2010, MAROTTA et al., 2014, NATCHIMUTHU; PANNEER SELVAM; BASTVIKEN, 2014, YVON-DUROCHER et al., 2011, MARINHO et al., 2009). De acordo com trabalho realizado por Cole et al. (2007), ambientes aquáticos continentais emitem uma menor quantidade de CH₄ do que CO₂, mas, ainda assim, o CH₄ apresenta maior contribuição para o aquecimento global.

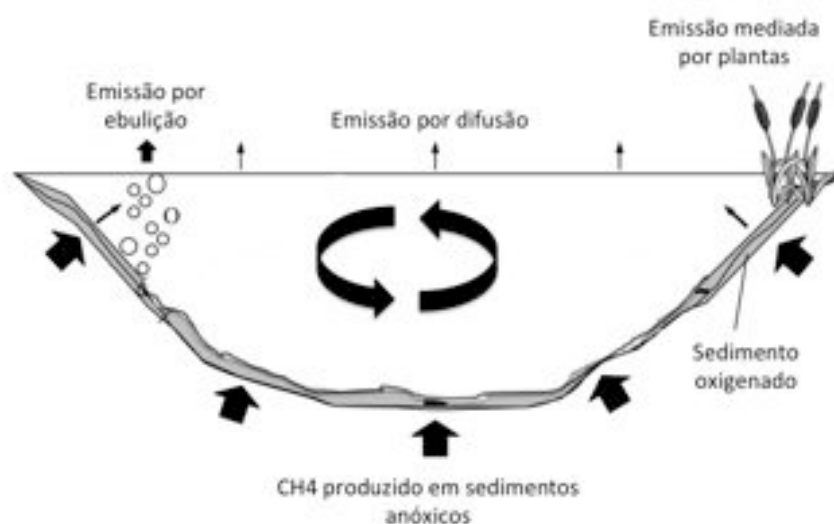
O papel das macrófitas flutuantes na emissão de gases de efeito estufa ainda é pouco compreendido e apenas começou a ser explorado com mais intensidade nos últimos anos (PIEROBON et al., 2010). Apesar disso, alguns resultados indicam que essas comunidades tem potencial para regular trocas de gás entre os compartimentos aquáticos e terrestres, embora outros mostrem resultados contraditórios (ARTTEMEYER et al., 2016; KOSTEN et al., 2016, BOLPAGNI et al., 2007). Isso ocorre pelas camadas espessas de plantas que se formam nos corpos d'água e que podem funcionar como uma barreira para a troca de gases, impedindo inclusive a entrada de oxigênio no sentido atmosfera-coluna d'água, além de todas as outras alterações causadas pelo efeito do sombreamento (ARTTEMEYER et al., 2016).

Processos de produção primária e secundária e respiração fazem parte da ciclagem do carbono nos ambientes aquáticos através da transformação das formas orgânicas para formas inorgânicas (ESTEVEZ et al., 2011). Esta ciclagem é regulada por organismos, microrganismos, agentes físicos (radiação) ou fatores físico-químicos (temperatura, pH e disponibilidade de oxigênio dissolvido) (ESTEVEZ et al., 2011).

A presença ou ausência de oxigênio dissolvido na água é um fator determinante nas rotas de degradação do carbono orgânico dissolvido (COD). Sua presença promove a decomposição total do COD em CO₂, já sua ausência leva à degradação do COD através de vias alternativas, como processos de fermentação. A exemplo deste último, temos a fermentação do acetato que pode transformar o COD em metano (CH₄) (ESTEVEZ et al., 2011).

A produção do metano, ou metanogênese, é o processo final do ciclo do carbono em habitats anaeróbicos, ocorrendo principalmente em sedimentos de ambientes aquáticos marinhos e continentais e em sistemas gastrointestinais de alguns animais (ZINDER, 1993). Nos ambientes aquáticos ele pode ser formado pela fermentação do acetato ou pela transformação do CO_2 em CH_4 através da metanogênese autotrófica. A liberação destes gases para a atmosfera pode ocorrer através da ebulição (bolhas), difusão pela interface água-ar e pelos tecidos de plantas vasculares (BOLPAGNI et al., 2007, BRIX; SORRELL; LORENZEN, 2001, ESTEVES et al., 2011) (fig. d).

Figura d: Ilustração da dinâmica do metano em um lago raso, demonstrando a produção no sedimento anóxico e vias de emissão por ebulição, difusão e através de plantas emergentes.



Fonte: Adaptado de BASTVIKEN et al. (2004).

A metanogênese é influenciada por diversos fatores, como a temperatura, grau de eutrofização, presença de macrófitas aquáticas, quantidade e qualidade de matéria orgânica disponível, entre outros (MARINHO, 2004). A eutrofização potencializa a metanogênese pelo alto consumo de oxigênio dissolvido, devido à grande quantidade de matéria orgânica presente nestes ambientes (ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011). Em lagos rasos, o sedimento em contato direto com a faixa de água misturada favorece a mineralização, logo, CH_4 flui para a atmosfera escapando do processo de oxidação (BASTVIKEN et al., 2008; TRANVIK et al., 2009).

Na Itália, em um estudo comparando a emissão de gases de efeito estufa (CO_2 e CH_4) entre regiões de um lago raso com cobertura da macrófita *Trapa natans* e sem cobertura,

Pierobon et al. (2010) registraram que os fluxos de metano para a atmosfera foram significativamente maiores através das plantas flutuantes do que na superfície livre, sendo que a maior emissão de metano foi relacionada com o maior pico de biomassa, a maior concentração de metano na água e período de anoxia da coluna d'água. Fazendo um balanço do efeito estufa causado pelos gases estudados, as emissões de metano superavam o efeito benéfico de sequestro do CO₂ desse ambiente. Além destes, outros autores também encontraram maiores valores de emissão através de estande de macrófitas flutuantes comparado à regiões de superfície livre, muitas vezes relacionado a baixos níveis de oxigênio dissolvido nas regiões com plantas (BOLPAGNI et al., 2007, BASTVIKEN et al., 2010).

Porém, outros estudos com o mesmo intuito mostram que o papel das macrófitas flutuantes ainda é contraditório, encontrando valores de emissão de metano mais baixos nas regiões cobertas por macrófitas (ATTERMEYER et al., 2016, WANG et al., 2015) ou, como o caso de Ribaud et al. (2012), que diferentemente dos outros estudos citados, não encontrou diferenças significativas entre os valores de emissão em ambientes cobertos e não cobertos pela macrófita de folhas flutuantes *Nuphar lutea*, concluindo que esta espécie pode não afetar as emissões de gases de efeito estufa da mesma forma que outras espécies.

A planície costeira sul brasileira é formada por um grande número de lagos rasos com altos níveis de produtividade primária proveniente de grandes estandes de macrófitas (PALMA-SILVA, 2008). Lagos com essas características são encontrados no campus da Universidade Federal do Rio Grande, onde estudos sobre qualidade de água, influência das macrófitas aquáticas e emissão de gases de efeito estufa vêm sendo realizados em decorrência de alterações que estes ambientes vêm sofrendo ao longo dos anos (ALBERTONI et al., 2014, FURLANETTO et al., 2012, MARINHO et al., 2015, PALMA-SILVA; MARINHO; ALBERTONI, 2013, TRINDADE; FURLANETTO; PALMA-SILVA, 2009).

Para contribuir com o conhecimento da influência da tipologia dos lagos rasos na emissão de gases estufa, o objetivo deste estudo foi comparar a concentração e taxas de emissão de CH₄ em um lago raso subtropical em cercados com presença e livres da cobertura de macrófitas flutuantes da espécie *Salvinia herzogii* de la Sota (Pteridophyta: Salviniaceae).

A cobertura dessas plantas tem efeitos nos ambientes aquáticos, sobretudo vinculados ao ciclo do carbono e à condição de anoxia resultante dessa cobertura. Assim, a hipótese deste trabalho é que a presença da cobertura de macrófitas flutuantes resulta em aumento da emissão de CH₄.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C.; ROSSANO, C. T.; FURLANETTO, L. M. Field evidence of the influence of aquatic macrophytes on water quality in a shallow eutrophic lake over a 13-year period. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 176–185, 2014.

ATTERMEYER, K.; FLURY S.; JAYAKUMAR, R.; FIENER, P.; STEGER, K.; ARYA, V.; WILKEN, F.; GELDERN, R.; PREMKE, K. Invasive floating macrophytes reduce greenhouse gas emissions from a small tropical lake. **Scientific Reports**, v. 6, p. 1-10, 2016.

BASTVIKEN, D.; COLE, J. J.; PACE, M. L.; BOGERT, M. C. V. Fates of methane from different lake habitats: Connecting whole-lake budgets and CH₄ emissions. **Journal of Geophysical Research**, v. 113, p. 1–13, 2008.

BASTVIKEN, D.; SANTORO, A. L.; MAROTTA, H.; PINHO, L. Q.; CALHEIROS, D. F.; CRILL, P.; ENRICH-PRAST, A. Methane emissions from pantanal, South America, during the low water season: toward more comprehensive sampling. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 14, p. 5450–5455, 2010.

BOLPAGNI, R.; PIEROBON, R.; LONGHI, D.; NIZZOLI, D.; BARTOLI, M.; TOMASELLI, M.; VIAROLI, P. Diurnal exchanges of CO₂ and CH₄ across the water-atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.). **Aquatic Botany**, v. 87, p. 43–48, 2007.

BRIX, H.; SORRELL, B. K.; LORENZEN, B. Are Phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? **Aquatic Botany**, v. 69, p. 313–324, 2001.

COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T.; CARACO, N. F.; MCDOWELL, W. H.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; DUARTE, C. M.; KORTELAJINEN, P.; DOWNING, J. A.; MIDDELBURG, J. J.; MELACK, J. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, v. 10, p. 171–184, 2007.

COLE, J. J. BADE, D. L.; BASTVIKEN, D.; PACE, M. L.; BOGERT, M. C. V. Multiple approaches to estimating air-water gas exchange in small lakes. *Limnology and Oceanography: Methods*, v. 8, p. 285–293, 2010.

DOWNING, J. A.; PRAIRIE, Y. T.; COLE, J. J.; DUARTE, C. M.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; MCDOWELL, W. H.; KORTELAJINEN, P.; CARACO, N. F.; MELACK, J. M.; MIDDELBURG, J. J. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. ***Limnology and Oceanography***, v. 51, n. 5, p. 2388–2397, 2006.

DOWNING, J. A. Emerging global role of small lakes and ponds: Little things mean a lot. ***Limnetica***, v. 29, n. 1, p. 9–24, 2010.

ENGLE, D. L.; MELACK, J. M.; DOYLE, R. D.; FISHER, T. R. High rates of net primary production and turnover of floating grasses on the Amazon floodplain : implications for aquatic respiration and regional CO₂ flux. ***Global Change Biology***, v. 14, p. 369–381, 2008.

ESTEVEES, F. A.; AMADO, A. M.; FIGUEIREDO-BARROS, M. P.; FARJALLA, V. F. Carbono Orgânico. In: ESTEVES, F. A. (Coord.) ***Fundamentos de Limnologia***. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 625–655.

ESTEVEES, F. A.; PEREIRA-MEIRELLES, F. Eutrofização Artificial. In: ESTEVES, F. A. (Coord.) ***Fundamentos de Limnologia***. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 193–208.

FURLANETTO, L. M.; MARINHO, C. C.; PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; FIGUEIREDO-BARROS, M. P.; ESTEVES, F. A. Methane levels in shallow subtropical lake sediments: dependence on the trophic status of the lake and allochthonous input. ***Limnologia***, v. 42, n. 2, p. 151–155, 2012.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. ***Hydrobiologia***, v. 610, p. 153–160, 2008.

IPCC. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change**. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge e Nova Iorque: Cambridge University Press, 2014.

KOSTEN, S.; PIÑEIRO, M.; GOEDE, E.; KLEIN, J.; LAMERS, L. P. M.; ETTWIG, K. Fate of methane in aquatic systems dominated by free-floating plants. **Water Research**, v. 104, p. 200-207, 2016.

MARINHO, C. C. Resultados e perspectivas sobre o estudo do metano nas lagoas costeiras da Restinga de Jurubatiba e na Lagoa Imboassica na região norte do Estado do Rio de Janeiro. In: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (Org.). **Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação**. Rio de Janeiro: Rima Editora, 2004, p. 273-294.

MARINHO, C. C.; PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; FIGUEIREDO-BARROS, M. P.; ESTEVES, F. A. Seasonal dynamics of methane in the water column of two subtropical lakes differing in trophic status. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 281–287, 2009.

MARINHO, C. C.; PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; ESTEVES, F. A. Emergent macrophytes alter the sediment composition in a small, shallow subtropical lake: implications for methane emission. **American Journal of Plant Sciences**, v. 6, p. 315–322, 2015.

MAROTTA, H.; PINHO, L.; GUDASZ, C.; BASTVIKEN, D.; TRANVIK, L. J. Greenhouse gas production in low-latitude lake sediments responds strongly to warming. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 467 – 470, 2014.

MEERHOFF, M.; MAZZEO, N.; MOSS, B.; RODRÍGUEZ-GALLEGU, L. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. **Aquatic Ecology**, v. 37, p. 377–391, 2003.

MEERHOFF, M.; JEPPESEN, E. Shallow Lakes and Ponds. In: LIKENS, G. E. (Ed.). **Lake Ecosystem Ecology: A Global Perspective**. Estados Unidos: Elsevier, 2009, p. 343–353.

NATCHIMUTHU, S.; PANNEER SELVAM, B.; BASTVIKEN, D. Influence of weather variables on methane and carbon dioxide flux from a shallow pond. **Biogeochemistry**, v. 119, p. 403–413, 2014.

PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; TRINDADE, C. R. ; OLIVEIRA, S. S. *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze (Menyanthaceae) em um pequeno lago raso subtropical (Rio Grande, RS). **Iheringia Série Botânica**, v. 63, p. 249-256, 2008.

PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; TRINDADE, C. R.; FURLANETTO, L. M.; ACOSTA, M. C. Uso de *Eichhornia crassipes* para fitorremediação de ambientes eutrofizados. **Perspectiva**, v. 36, n. 133, p. 73–81, 2012.

PALMA-SILVA, C.; MARINHO, C. C.; ALBERTONI, E. F. Methane emissions in two small shallow neotropical lakes: the role of temperature and trophic level. **Atmospheric Environment**, v. 81, p. 373–379, 2013.

PIEROBON, E.; BOLPAGNI, R.; BARTOLI, M.; VIAROLI, P. Net primary production and seasonal CO₂ and CH₄ fluxes in a *Trapa natans* L. meadow. **Journal of Limnology**, v. 69, n. 2, p. 225–234, 2010.

RIBAUDO, C.; BARTOLI, M.; LONGHI, D.; CASTALDI, S.; NEUBAUER, S. C.; VIAROLI, P. CO₂ and CH₄ fluxes across a *Nuphar lutea* (L.) Sm. stand. **Journal of Limnology**, v. 71, n.1, p. 200-210, 2012.

SCHEFFER, M.; HOSPER, S. H.; MEIJER, M-L; MOSS, B.; JEPPESEN, E. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 275–279, 1993.

SCHEFFER, M.; GRAGNANI, A.; VAN NES, E. H.; RINALDI, S.; KAUTSKY, N.; NORBERG, J.; ROIJACKERS, R. M. M.; FRANKEN, R. J. M. Floating plant dominance as a stable state. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, n. 7, p. 4040–4045, 2003.

SCHEFFER, M.; VAN NES, E. H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 455–466, 2007.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidade de Macrófitas Aquáticas. In: ESTEVES, F. A. (Coord.) **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 461–521.

TRANVIK, L. J.; DOWNING, J. A.; COTNER, J. B.; LOISELLE, S. A.; STRIEGL, R. G.; BALLATORE, T. J.; DILLON, P.; FINLAY, K.; FORTINO, K.; KNOLL, L. B.; KORTELAJINEN, P. L.; KUTSER, T.; LARSEN, S.; LAURION, I.; LEECH, D. M.; MCCALLISTER, S. L.; MCKNIGHT, D. M.; MELACK, J. M.; OVERHOLT, E.; PORTER, J. A.; PRAIRIE, Y.; RENWICK, W. H.; ROLAND, F.; SHERMAN, B. S.; SCHINDLER, D. W.; SOBEK, S.; TREMBLAY, A.; VANNI, M. J.; VERSCHOOR, A. M.; WACHENFELDT, E. V.; WEYHENMEYER, G. A. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6, p. 2298–2314, 2009.

TRINDADE, C. R.; FURLANETTO, L. M.; PALMA-SILVA, C. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 1, p. 35–44, 2009.

TRINDADE, C. R.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Temporal variation of biomass and nutrient status of *Azolla filiculoides* Lam. (SALVINIACEAE) in a small shallow dystrophic lake. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 4, p. 368–375, 2012.

U.S. EPA. **Methane and Nitrous Oxide Emissions From Natural Sources**. 2010. <http://www.epa.gov/methane/sources.html>. Acessado em maio de 2017.

WANG, C.; LI, S.; LAI, D. Y. F.; WANG, W.; MA, Y. The effect of floating vegetation on CH₄ and N₂O emissions from subtropical paddy fields in China. **Paddy Water Environment**, v. 13, p. 425-431, 2015.

YVON-DUROCHER, G.; MONTOYA, J. M.; WOODWARD, G.; JONES, J. I.; TRIMMER, M. Warming increases the proportion of primary production emitted as methane from freshwater mesocosms. **Global Change Biology**, v. 17, p. 1225–1234, 2011.

ZHANG, Y.; DING, W. Diel methane emissions in stands of *Spartina alterniflora* and *Suaeda salsa* from a coastal salt marsh. **Aquatic Botany**, v. 95, n. 4, p. 262–267, 2011.

ZINDER, S. Physiological Ecology of Methanogens. In: FERRY, J. G. (Eds.). **Methanogenesis Ecology, Physiology, Biochemistry & Genetics**. Chapman & Hall, New York - London, 1993, p. 12.

CAPÍTULO 1

Influência da cobertura de macrófitas aquáticas flutuantes em emissões de metano em um lago mesotrófico.

Mariana Brauner Perera¹, Leonardo Marques Furlanetto¹, Edélti Faria Albertoni¹, Cleber Palma-Silva¹

¹ Laboratório de Limnologia, Instituto de Ciências Biológicas – ICB, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, Km 8, Campus Carreiros, Rio Grande, RS, Post Office Box 474, Brasil

E-mail para correspondência: mariperera@gmail.com

Palavras-chave: lago raso, ciclo do carbono, gás de efeito estufa, estados alternativos estáveis, *Salvinia herzogii*

RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo principal comparar as taxas de concentração e emissão de CH₄ em um lago raso subtropical dominado e livre da cobertura de macrófitas flutuantes da espécie *Salvinia herzogii*. As amostras foram coletadas em 12 cercados de 1m² construídos no lago e distribuídos aleatoriamente, sendo seis com cobertura de *S. herzogii* e seis sem cobertura. A concentração de CH₄ na água foi avaliada através da técnica do *headspace*, enquanto a emissão deste para a atmosfera foi coletado através de câmaras flutuantes. A concentração de CH₄ na água variou entre 0,00759 e 3,39372 μmol L⁻¹ nos cercados contendo a cobertura vegetal, e entre 0,01174 e 3,22575 μmol L⁻¹ nos cercados sem cobertura. Os fluxos de metano nos ambientes com macrófitas foram de 0,00002 a 0,01969 μmol m⁻²d⁻¹ e nos ambientes sem cobertura de 0 a 0,00683 μmol m⁻²d⁻¹. A diferença entre os dois ambientes não foi significativa (p>0,05) para concentração ou emissão, porém os resultados mostram uma maior concentração e emissão de CH₄ nos cercados cobertos pela vegetação. Isto pode estar relacionado com a menor concentração de oxigênio dissolvido encontrada nos ambientes cobertos por *S. herzogii*, condição que propicia um ambiente anóxico favorável às bactérias metanogênicas. Para estudos futuros sugere-se a utilização de ambientes naturais em estado trófico distinto, o que mantém mais evidente a diferença entre a presença e ausência das macrófitas flutuantes na concentração e emissão de CH₄ em lagos rasos.

26 **1. INTRODUÇÃO**

27

28 Lagos rasos são importantes fontes de carbono para a atmosfera, demonstrando um
29 papel desproporcional quando comparado à sua área e de outros ambientes aquáticos
30 continentais (COLE et al., 2007, DOWNING, 2010). Diversos trabalhos vem, portanto,
31 demonstrando o papel dos lagos rasos na transformação e transporte do CH₄, bem como quais
32 os mecanismos que alteram o ciclo do carbono nesses ambientes, suas causas e
33 principalmente consequências para o aquecimento global (BASTVIKEN et al., 2010,
34 MAROTTA et al., 2014, NATCHIMUTHU; PANNEER SELVAM; BASTVIKEN, 2014,
35 YVON-DUROCHER et al., 2011).

36 Dentre os gases de efeito estufa, causadores do aquecimento global, o dióxido de
37 carbono (CO₂) é aquele que se encontra em maior abundância na atmosfera, porém, o metano
38 (CH₄) tem potencial para absorver 25 vezes mais radiação infravermelha (U.S. EPA, 2010,
39 IPCC, 2014). Cole et al. (2007) verificaram, ao comparar as taxas de emissão desses dois
40 gases de efeito estufa em ambientes aquáticos continentais, que apesar de a emissão de CO₂
41 ser superior àquela de CH₄, no balanço final, o efeito no aquecimento global do CH₄ supera o
42 do CO₂, devido ao seu maior forçamento radiativo.

43 A metanogênese é influenciada por diversos fatores, como a temperatura, quantidade e
44 qualidade de matéria orgânica disponível, entre outros (MARINHO, 2004). Em lagos rasos,
45 onde a coluna d'água encontra-se totalmente misturada, o processo de mineralização do
46 carbono é favorecido e o CH₄ flui para a atmosfera sem passar pelo processo de oxidação
47 (BASTVIKEN et al., 2008, TRANVIK et al., 2009).

48 Estudos envolvendo gases de efeito estufa e ambientes aquáticos continentais
49 normalmente envolvem lagos com superfícies livres para as trocas gasosas (TRANVIK et al.,
50 2009, PALMA-SILVA et al., 2013; MARINHO et al., 2009). Porém, em regiões tropicais e

51 subtropicais esses lagos comumente se encontram em um estado alternativo estável coberto
52 por macrófitas flutuantes, as quais são favorecidas pela condição de eutrofização e aumento
53 da temperatura atmosférica, muitas vezes cobrindo toda a superfície dos lagos (KOSTEN et
54 al., 2016, SCHEFFER et al., 2003).

55 Nestes casos, a cobertura de macrófitas flutuantes altera a dinâmica dos lagos uma vez
56 que o seu sombreamento pode causar um esgotamento do oxigênio dissolvido, em última
57 instância, já que a ausência de luz solar cessa a fotossíntese realizada pelas macrófitas
58 submersas, causando sua morte (MEERHOFF; JEPPENSEN, 2009, SCHEFFER et al., 2003).
59 Isso resulta em um ambiente anóxico que influencia diretamente na ciclagem do carbono,
60 uma vez que suas vias de degradação são influenciadas pela presença ou ausência de
61 oxigênio (BOLPAGNI et al., 2007, THOMAZ; ESTEVES, 2011). A condição de anoxia,
62 causada tanto pelas macrófitas flutuantes quanto por outras respostas à eutrofização, favorece
63 a atividade das bactérias metanogênicas, produtoras de CH₄.

64 O papel da cobertura de macrófitas flutuantes na emissão de gases de efeito estufa
65 começou a ser estudado recentemente (PIEROBON et al., 2010). Apesar de alguns resultados
66 mostrarem respostas diferentes quanto à influência das macrófitas, já é possível saber que
67 essas comunidades tem potencial para regular as trocas gasosas entre a água e a atmosfera
68 (ARTTEMEYER et al., 2016, KOSTEN et al., 2016, BOLPAGNI et al., 2007, RIBAUDO et
69 al., 2012).

70 Em alguns casos, sugere-se que as camadas espessas de macrófitas flutuantes podem
71 agir como um obstáculo na troca de gases, tanto da água para a atmosfera, impedindo as
72 emissões do que é produzido no ambiente aquático, quanto o contrário, ou seja, impedindo a
73 entrada de oxigênio, que somada aos efeitos do sombreamento pode causar diversas
74 alterações (ARTTEMEYER et al., 2016). Por outro lado, alguns autores que encontraram
75 maior emissão nos ambientes com cobertura de macrófitas aquáticas com folhas flutuantes

76 indicaram que a maior emissão pode estar relacionada ao transporte via tecido das raízes até
77 atmosfera e não tanto a cobertura causada pelas folhas flutuantes (PIEROBON et al., 2010,
78 BOLPAGNI et al., 2007). Outro estudo com macrófitas flutuantes livres sugeriu que os
79 emaranhados densos de raízes e folhas abaixo da coluna d'água podem criar uma região
80 propícia a produção de CH₄, emitindo este elemento mais facilmente (BASTVIKEN et al.,
81 2010).

82 *Salvinia herzogii* de la Sota (Pteridophyta: Salviniaceae) é uma macrófita aquática
83 flutuante que ocorre na Argentina, no Uruguai, no Paraguai e no sul do Brasil, principalmente
84 na costa dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (FORNO, 1983). Plantas dessa
85 espécie apresentam rápida taxa de reprodução, por apresentarem reprodução clonal,
86 principalmente em condições de eutrofização, onde há um acúmulo de matéria orgânica
87 disponível (POTT; POTT, 2000).

88 O presente estudo teve como objetivo comparar a concentração e taxas de emissão de
89 CH₄ em um lago raso subtropical em duas situações distintas. Na primeira, com área de
90 superfície livre de plantas, e na outra, em área coberta pela macrófita *S. herzogii*, com o
91 intuito de compreender o papel da cobertura desta espécie na emissão de CH₄.

92 A presença da cobertura dessas plantas deve influenciar os ambientes aquáticos,
93 sobretudo a condição de anoxia. Assim, a hipótese testada é que a presença da cobertura de
94 macrófitas flutuantes causa aumento da concentração e emissão de CH₄ devido à diminuição
95 do oxigênio dissolvido na coluna d'água.

96

97

98

99

100

101 **2. METODOLOGIA**

102 2.1 Área de estudo

103 O trabalho foi realizado em um lago raso do campus da Universidade Federal do Rio
104 Grande, no município de Rio Grande (32° 01'44" S e 52° 05' 40" W). Segundo a
105 classificação de Strahler e Strahler (1997), o clima da região é subtropical úmido com
106 condições climáticas brandas e forte influência oceânica. Krusche et al. (2002) registraram
107 alta umidade no inverno e na primavera e períodos de seca no verão.

108 O lago raso utilizado no estudo é um pequeno lago artificial, construído há cerca de 20
109 anos, e possui aproximadamente 1 hectare de área e profundidade máxima de 1,5m
110 (MARINHO et al., 2009). O lago foi caracterizado como oligotrófico por Marinho et al.
111 (2009) em pesquisas realizadas entre os anos de 2001 e 2002. Contudo, anos depois, Marinho
112 et al. (2015) e Palma-Silva et al. (2013) observaram que o mesmo lago alterou seu estado
113 trófico para oligomesotrófico. No ano de 2014, pela primeira vez, o lago apresentou um
114 crescimento grande de *S. herzogii*, cobrindo toda a sua superfície. Esta alteração ocorreu
115 provavelmente devido à modificações no entorno, o que aumentou a quantidade de nutrientes
116 do lago pelo acréscimo da entrada de matéria orgânica alóctone no início de 2015, com
117 grande crescimento das plantas flutuantes que foram retiradas em procedimentos de manejo.

118 2.2 Amostragem em campo

119 Para analisar o efeito da cobertura de *S. herzogii* na emissão de CH₄ e sua concentração
120 na coluna d'água foram construídos 12 cercados de contenção (1m²) dentro do lago (fig. 1).
121 A estrutura dos cercados evitava a entrada de luz do entorno e retinha a parte da superfície
122 fazendo a contenção das plantas para o caso de vento forte ou alteração do volume do lago.
123 Seis deles foram totalmente preenchidos com *S. herzogii* e seis foram mantidos com a
124 interface água-atmosfera totalmente livre (fig. 2).

125 Durante as coletas foram evitadas ao máximo perturbações no ambiente próximo aos
126 cercados, utilizando um pequeno barco à remo. As coletas foram feitas em dias com ausência
127 de precipitação e condições de vento que não fizessem ondulações no lago.

128

129 Figura 1: Esquema representando o lago de estudo (1 hectare) e a localização dos cercados no
130 mesmo (círculos coloridos; azul = superfície livre, verde = com cobertura de macrófitas
131 flutuantes).



132

133

134 No total foram realizadas 6 coletas no ano de 2016, nos dias 04 de maio, 07 e 10 de
135 outubro, 10 e 23 de novembro e 01 de dezembro, sempre em um período entre as 10h e 16h
136 (MARANI; ALVALÁ, 2007). Em cada dia de amostragem foram coletados amostras de água
137 para determinação da concentração do metano na coluna d'água, gases para determinação do
138 fluxo do CH₄ entre a água e a atmosfera, gases atmosféricos para correções de valores,
139 variáveis limnológicas e condições meteorológicas.

140 Para a determinação da concentração de CH₄ dissolvido na coluna d'água foi utilizada a
141 técnica do *headspace* (BASTVIKEN et al., 2010, NATCHIMUTHU; PANNEER SELVAM;
142 BASTVIKEN, 2014). As coletas foram feitas com seringas plásticas de 60 ml contendo
143 válvulas do tipo *luer-lock* a 5 cm abaixo da interface água-ar. As seringas foram preenchidas
144 completamente com água do lago, seguida da retirada de 20 ml desta água (mantendo 40 ml

145 de água) realizando, por fim, sua substituição por 20 ml de ar atmosférico. Para que ocorresse
146 a ebulição do gás, as seringas foram agitadas durante um minuto e o conteúdo do *headspace*
147 foi transferido para *vials* com pressão negativa. Ar atmosférico também foi coletado
148 separadamente para proceder as correções. As determinações das concentrações de CH₄
149 foram calculadas através da lei de Henry, que leva em consideração que a solubilidade dos
150 gases depende da pressão a qual eles estão inseridos, com ajustes na temperatura da água, as
151 quais tiveram a concentração do ar atmosférico subtraído da concentração total do conteúdo
152 do *headspace* (SANDERS, 1999).

153 O fluxo de CH₄ na superfície água-ar foi medido através da técnica de câmaras
154 flutuantes, de material plástico, com volume de 7,5 L (BASTVIKEN et al., 2010,
155 NATCHIMUTHU; PANNEER SELVAM; BASTVIKEN, 2014) (fig. 3). A fim de evitar
156 distúrbios, as bordas das câmaras foram mantidas submersas e sem contato com o fundo
157 através do uso de flutuadores (COLE et al., 2010). As câmaras foram revestidas com papel
158 alumínio para minimizar o aquecimento interno (BASTVIKEN et al., 2010,
159 NATCHIMUTHU; PANNEER SELVAM; BASTVIKEN, 2014). As amostras de ar foram
160 transferidas para seringas de plástico de 60 ml, providas de válvulas de passagem, através de
161 um tubo plástico que transpassa a câmara e contém uma válvula de 3 vias na extremidade
162 externa. Antes da retirada da amostra de gás, o interior da câmara era homogeneizado através
163 de 3 bombeamentos da seringa conectada à câmara (BASTVIKEN et al., 2010). As amostras
164 coletadas pelas seringas após este processo foram acondicionadas em *vials* pressurizados. Os
165 fluxos foram medidos com método de curto prazo (MARANI; ALVALÁ, 2007) nos tempos
166 0, 3, 6 e 10 minutos.

167

168

169

170

171 Figura 2: Alguns cercados alocados no lago estudado como parte do experimento, parte deles
172 com e parte sem presença de macrófitas.



173

174

175 Figura 3: Detalhe dos cercados montados no lago estudado e câmara flutuante utilizada na
176 coleta de gases emitidos da água para a atmosfera.



177

178

179 As seguintes variáveis limnológicas foram determinadas em cada coleta: a temperatura,
180 o oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica e o pH com uso de sonda multiparâmetros
181 modelo Horiba U-50, e a profundidade do lago foi determinada com régua. Para

182 determinação do vento foi utilizado um anemômetro (Instrutherm AD-250), a temperatura do
183 ar foi determinada com o uso de termômetro.

184 2.3 Procedimentos em laboratório

185 Os valores de concentração e emissão dos gases foram determinados por cromatografia
186 gasosa em um cromatógrafo Varian GC-450 lidas no detector FID usando hélio como gás de
187 arraste. A calibragem do aparelho foi realizada com gás padrão (valor de referência: CH₄:
188 2ppm).

189 O fluxo dos gases foi calculado através das taxas de variação nas concentrações,
190 considerando a área das câmaras (m³) e o tempo de incubação dos gases nas câmaras (0, 3, 6
191 e 10). O fluxo do CH₄ da coluna d'água para a atmosfera (Φ_{CH_4} , em mgCH₄ m⁻²dia⁻¹) foi
192 calculado segundo a equação a seguir proposta por Marani e Alvalá (2007);

$$193 \quad \Phi_{CH_4} = \frac{\Delta \chi_{CH_4} p V M_{CH_4}}{\Delta t A R T} = \frac{p V M_{CH_4}}{A R T} \frac{\Delta \chi_{CH_4}}{\Delta t} = \frac{p V M_{CH_4}}{A R T} \frac{\partial \chi_{CH_4}}{\partial t}$$

194 Onde a grandeza $\partial \chi_{CH_4} / \partial t$ é determinada a partir da regressão linear (sendo este o b
195 em $\chi = \chi_0 + bt$), p é a pressão total atmosférica, V é o volume total da câmara (litros), M_{CH₄} é a
196 massa molar do CH₄ (16,04 g mol⁻¹), Δt é o intervalo de tempo no qual o fluxo é medido, A é
197 a área da câmara (m²), R é a constante dos gases (0,082 atm l mol⁻¹K⁻¹) e T é a temperatura
198 (Kelvin).

200 2.4 Análise de dados

201 A fim de relacionar os valores de metano e os tratamentos utilizados neste trabalho,
202 com e sem presença de cobertura de macrófitas, foi realizada uma ANOVA em bloco para
203 cada variável de CH₄, sendo os dias de coleta tratados como blocos a fim de minimizar os
204 fatores não mensurados de cada dia nos resultados finais. Foram testadas correlações entre
205 valores de concentração e emissão dos gases em cada situação e as variáveis ambientais.
206 Além disso, uma análise de componentes principais foi realizada para explorar visualmente

207 as relações entre CH₄ e variáveis abióticas. Todas as análises foram executadas no software R
208 através da interface RStudio versão 1.0.136.

209

210 3. RESULTADOS

211 Os valores médios das variáveis abióticas nas duas condições de coleta, com e sem
212 macrófitas, são apresentadas na tabela 1.

213 O teste de correlação entre os dois tipos de ambiente (com e sem plantas) e as variáveis
214 limnológicas mostrou correlação moderada (classificação recomendada por XXX) entre as
215 duas regiões estudadas, sendo ela negativa em relação ao oxigênio dissolvido ($r^2=-0,43$), ou
216 seja, maiores valores na região sem macrófitas, e positiva em relação à turbidez ($r^2=0,59$),
217 com valor médio mais alto nas regiões com cobertura de macrófitas. As diferenças de
218 oxigênio dissolvido nas duas regiões se mostrou significativa ($p=0,000687$), sendo que o
219 ambiente com cobertura apresentou valores médios menores de oxigênio dissolvido em
220 relação a área livre de macrófitas aquáticas (7,02 e 8,23 mg L⁻¹, respectivamente) (fig. 4).

221

222 Tabela 1: Valores médios dos dias de coleta das seguintes variáveis limnológicas, coletadas
223 no lago estudado: Temperatura (°C), pH, potencial de oxi-redução (ORP)(mV),
224 condutividade elétrica (mS/cm), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (OD mg/L),
225 porcentagem de oxigênio dissolvido (OD %), sólidos totais dissolvidos (STD g/L),
226 profundidade (m), vento (km/h) e luminosidade (luz fc10.200).

Coleta	Temperatura (°C)	pH	ORP (mV)	Condutividade (mS/cm)	Turbidez (NTU)	OD (mg/L)	OD (%)	STD (g/L)	Profundidade (m)	Vento (km/h)	Luz (fc10.2000)
1	15.93	7.66	186.38	0.06	35.66	9.00	94.26	0.04	1.52	8.30	893.47
2	19.38	7.70	176.56	0.05	60.10	6.93	77.54	0.03	1.06	9.70	902.78
3	19.55	7.78	136.14	0.06	49.09	7.36	82.60	0.04	1.27	13.10	1010.86
4	23.94	6.64	266.11	0.05	32.00	7.04	85.29	0.03	1.53	14.30	1026.56
5	21.39	7.10	246.70	0.05	39.29	7.29	84.74	0.03	1.33	14.80	971.00
6	22.96	7.14	224.13	0.05	38.55	7.22	86.38	0.03	1.21	10.80	929.00

227

228

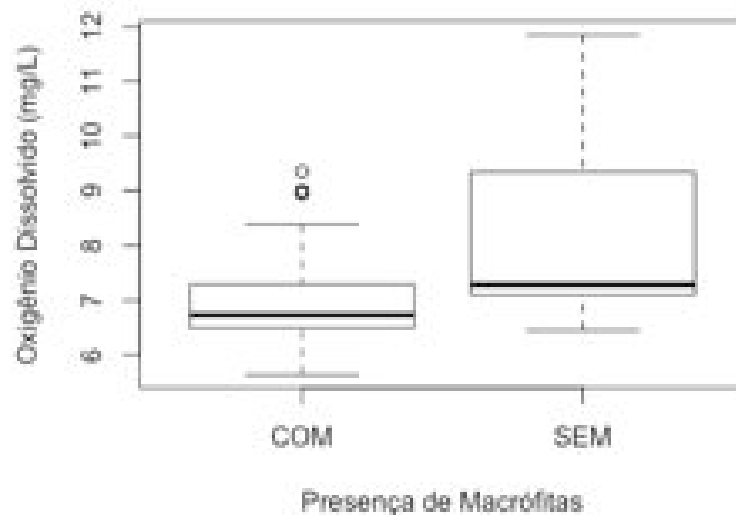
229 Tabela 2: Coeficientes de Correlação de Pearson entre as variáveis presença ou ausência de
 230 plantas (plantas), fluxo de CH₄, concentração de CH₄ na água (Água CH₄), temperatura, pH,
 231 potencial de oxirredução (ORP), condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido (mg/L – OD),
 232 porcentagem de oxigênio dissolvido (OD%), sólidos totais dissolvidos (STD), profundidade
 233 do lago, média de vento e luminosidade do dia de coleta (luz).

	Plantas	Fluxo CH4	Água CH4	Temperatura	pH	ORP	Condutividade	Turbidez	OD	OD %	STD	Profundidade	Vento	Luz
Plantas	1.00000	0.14305	0.10793	0.06669	-0.18750	0.14967	0.07041	0.58675	-0.43221	-0.44995	0.06266	0.14224	0.02920	0.09262
Fluxo CH4	0.14305	1.00000	-0.07368	0.04490	-0.01089	-0.08781	0.08884	0.09148	-0.01994	-0.00628	0.09158	0.20143	0.15166	0.20871
Água CH4	0.10793	-0.07368	1.00000	-0.25782	0.13423	-0.23039	0.13367	0.16281	-0.06487	-0.14629	0.12969	0.04460	-0.02017	0.04746
Temperatura	0.06669	0.04490	-0.25782	1.00000	-0.46742	0.43007	-0.36962	-0.10513	-0.37934	-0.10187	-0.35036	0.04190	0.65359	0.38924
pH	-0.18750	-0.01089	0.13423	-0.46742	1.00000	-0.84538	0.56427	-0.02148	0.38402	0.27475	0.56178	-0.17840	-0.41447	-0.33103
ORP	0.14967	-0.08781	-0.23039	0.43007	-0.84538	1.00000	-0.49617	-0.01282	-0.29270	-0.18540	-0.49101	0.17437	0.37757	0.21310
Condutividade	0.07041	0.08884	0.13367	-0.36962	0.56427	-0.49617	1.00000	0.13832	0.12567	0.01435	0.99773	-0.00004	-0.32350	-0.08841
Turbidez	0.58675	0.09148	0.16281	-0.10513	-0.02148	-0.01282	0.13832	1.00000	-0.38659	-0.43220	0.10671	-0.19901	-0.09818	-0.08164
OD	-0.43221	-0.01994	-0.06487	-0.37934	0.38402	-0.29270	0.12567	-0.38659	1.00000	0.95773	0.12680	0.14581	-0.28980	-0.18704
OD%	-0.44995	-0.00628	-0.14629	-0.10187	0.27475	-0.18540	0.01435	-0.43220	0.95773	1.00000	0.02103	0.13534	-0.10588	-0.08191
STD	0.06266	0.09158	0.12969	-0.35036	0.56178	-0.49101	0.99773	0.10671	0.12680	0.02103	1.00000	0.00839	-0.30737	-0.07946
Profundidade	0.14224	0.20143	0.04460	0.04190	-0.17840	0.17437	-0.00004	-0.19901	0.14581	0.13534	0.00839	1.00000	0.19559	0.12441
Vento	0.02920	0.15166	-0.02017	0.65359	-0.41447	0.37757	-0.32350	-0.09818	-0.28980	-0.10588	-0.30737	0.19559	1.00000	0.63782
Luz	0.09262	0.20871	0.04746	0.38924	-0.33103	0.21310	-0.08841	-0.08164	-0.18704	-0.08191	-0.07946	0.12441	0.63782	1.00000

234

235

236 Figura 4: Quantidade de oxigênio dissolvido (mg L⁻¹) nos ambientes cobertos por macrófitas
 237 flutuantes da espécie *S. herzogii* (COM) e com superfície livre de plantas (SEM) no lago
 238 estudado.



239

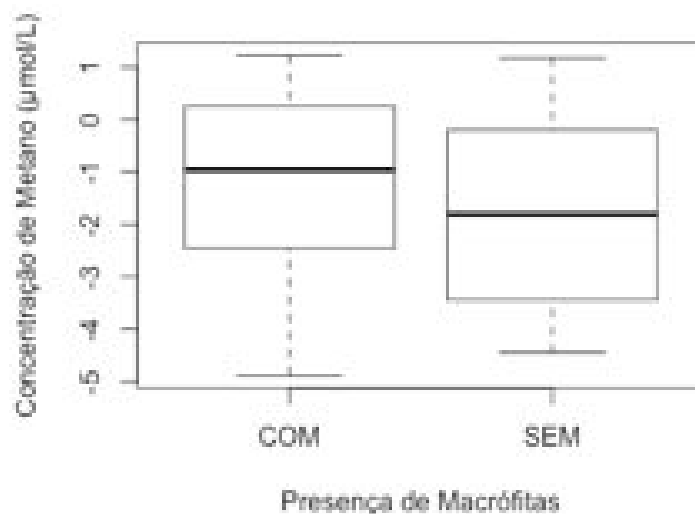
240

241 As concentrações de CH₄ encontrados na coluna d'água variaram entre 0,00759 μmol
 242 L⁻¹ e 3,39372 μmol L⁻¹ nos ambientes com macrófitas enquanto os ambientes livres variaram
 243 entre 0,01174 e 3,22575 μmol L⁻¹ (tab. 3). A média dos valores encontrados em cada região

244 foi de $0,80941 \mu\text{mol L}^{-1}$ nas regiões com planta e $0,60729 \mu\text{mol L}^{-1}$ nas regiões sem planta. A
245 diferença entre os valores de emissão nos dois tipos de ambiente não foi significativa
246 ($p=0,2179$), porém, é possível observar uma tendência de maiores valores de concentração de
247 CH_4 nas regiões cobertas por *S. herzogii* (fig. 5). Apesar disso, a ANOVA mostrou que as
248 diferenças dos valores de concentração de CH_4 foram significativos quando levando em
249 consideração o bloco, ou seja, quando separados por dias de coleta ($p=0,0411$). Já levando
250 em consideração a interação entre os dias de coleta (bloco) e os tipos de ambiente, não houve
251 diferença significativa ($p=0,8964$).

252

253 Figura 5: Concentração de CH_4 presente na coluna d'água nos ambientes com cobertura de
254 macrófitas flutuantes (COM) e sem nenhuma cobertura (SEM). Valores de concentração de
255 metano estão logaritmizados para uma melhor visualização dos dados.



256

257 Do total de 72 fluxos coletados, 52 foram considerados válidos ($r^2>0,7$). Os valores
258 encontrados para emissão de CH_4 da água para a atmosfera estiveram numa faixa entre
259 $0,00002 \mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ e $0,01969 \mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ nas regiões com cobertura de *S. herzogii* e
260 valores entre ND (não detectável) $\mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ e $0,00683 \mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ nas regiões sem
261 cobertura (tab. 3). A análise de variância também não apresentou diferença significativa entre
262 os valores de emissão nos dois tipos de ambiente ($p=0,278$), sendo a média total dos fluxos

263 em ambientes com cobertura maior ($0.00319 \mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$) do que nos ambientes livres de
 264 macrófitas na superfície ($0.00201 \mu\text{mol m}^{-2}\text{d}^{-1}$) (fig. 6).

265 Tabela 3: Valores mínimos, máximos e médios de concentração e emissão de CH_4 nos
 266 ambientes estudados com cobertura de *S. herzogii* (COM) e nos ambientes livres de
 267 macrófitas (SEM), nos diferentes dias de coleta.

Coleta	Concentração ($\mu\text{mol/L}$)				Emissão ($\mu\text{mol CH}_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$)			
	COM		SEM		COM		SEM	
	min. - máx.	média	min. - máx.	média	min. - máx.	média	min. - máx.	média
1	0.14693 - 3.39372	1.53213	0.01514 - 0.81926	0.45335	0.00004 - 0.00500	0.00276	0.00006 - 0.00595	0.00250
2	0.03436 - 0.53279	0.20347	0.02202 - 1.89410	0.94143	0.00006 - 0.00346	0.00089	0.00022 - 0.00264	0.00205
3	0.27797 - 2.48721	1.19394	0.22418 - 3.22575	1.39599	0.00009 - 0.01465	0.00753	0.00000 - 0.00010	0.00004
4	0.08450 - 1.56800	0.58294	0.01995 - 0.93256	0.34232	0.00002 - 0.01969	0.00550	0.00001 - 0.00684	0.00318
5	0.03402 - 2.88731	0.93789	0.03205 - 1.83665	0.53205	0.00002 - 0.00338	0.00149	0.00002 - 0.00413	0.00290
6	0.00759 - 1.58265	0.50259	0.01174 - 0.17423	0.07099	0.00004 - 0.00412	0.00170	0.00010 - 0.00237	0.00133

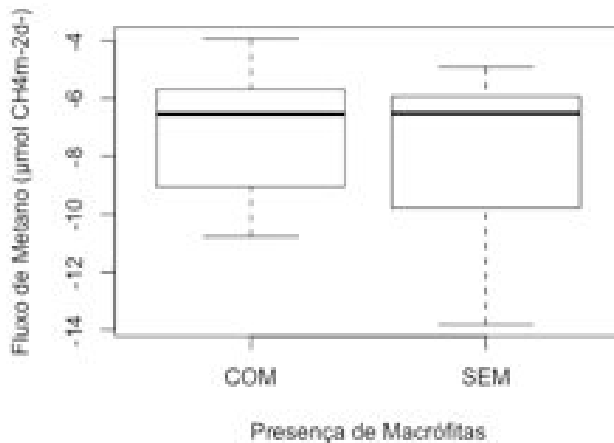
268

269 A análise de correlação apontou uma correlação fraca ou nenhuma correlação entre as
 270 concentrações e fluxos de CH_4 e os diferentes tipos de ambiente ($r^2=0,11$ e $r^2=0,15$,
 271 respectivamente) (tab. 2).

272 A partir destes resultados, a hipótese proposta é rejeitada. Os valores de oxigênio
 273 dissolvido sofreram uma redução no ambiente coberto pelas macrófitas, porém, esta alteração
 274 não foi suficiente para alterar significativamente os valores de concentração de CH_4 na
 275 coluna d'água e sua consequente emissão para a atmosfera.

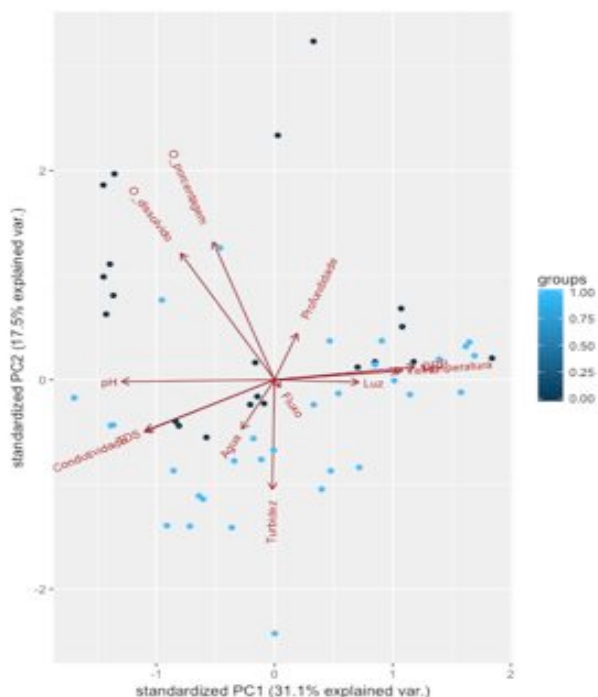
276 A análise de componentes principais (PCA) mostrou que o primeiro componente
 277 principal respondeu por 31,1% da variância, e a soma dos dois primeiros atinge 48,6% da
 278 variância total (fig. 7). Os valores de fluxo e, principalmente de concentração de CH_4 na
 279 coluna d'água estão relacionados inversamente com as quantidades de oxigênio dissolvido na
 280 água e diretamente com a turbidez, assim como mostrou o teste de correlação. Uma relação
 281 positiva mais sutil é demonstrada com a temperatura.

282 Figura 6: Quantidade de CH₄ emitido da água para a atmosfera (fluxo de metano) nos
 283 ambientes com cobertura de macrófitas flutuantes (COM) e sem nenhuma cobertura (SEM).
 284 Valores de fluxo estão logaritmicados para uma melhor visualização dos dados.



285

286 Figura 7: Resultados da PCA demonstrando a relação entre as quantidades de CH₄ na coluna
 287 d'água (água), emissão para a atmosfera (fluxo) e as variáveis limnológicas. Grupos
 288 representados por ambientes com macrófitas (valor 1; círculos azul claro) e ambientes sem
 289 macrófitas (valor 0; círculos azul escuro). Siglas: O_porcentagem = porcentagem de oxigênio
 290 dissolvido; O_dissolvido = valores de oxigênio dissolvido em mg L⁻¹; STD = sólidos totais
 291 dissolvidos (g L⁻¹); ORP = potencial de oxi-redução (mV).



292

293 4. DISCUSSÃO

294 Os valores de CH₄ encontrados na coluna d'água, de uma forma geral, são semelhantes
295 àqueles encontrados no mesmo lago por Palma-Silva et al. (2013). Enquanto os autores
296 demonstraram uma alteração sazonal em função da temperatura, com valores médios de 0.27
297 (± 0.14) $\mu\text{mol L}^{-1}$ no inverno e 2.49 (± 1.36) $\mu\text{mol L}^{-1}$ verão, os valores deste estudo foram
298 fracamente e inversamente correlacionados com a temperatura da água (correlação = -0,26),
299 possivelmente devido às coletas terem sido realizadas em climas intermediários de outono e
300 primavera. A média total encontrada na coluna d'água no presente trabalho (0.72777984
301 $\mu\text{mol L}^{-1}$) ficou próxima dos valores encontrados por Palma-Silva et al. (2013) para inverno e
302 verão, o que faz sentido já que as presentes coletas não foram realizados em períodos de
303 extremos de temperatura. Marinho et al. (2009) registraram as médias de concentração de
304 CH₄ na água do mesmo lago estudado mais próximas às do presente trabalho (1,43 $\mu\text{mol L}^{-1}$
305 no mês de novembro e 0,19 $\mu\text{mol L}^{-1}$ no mês de julho). Além disso, os resultados do presente
306 trabalho são semelhantes às concentrações encontradas por Attermeyer et al. (2016) (0.84 \pm
307 0.80 $\mu\text{mol L}^{-1}$ nas regiões com planta e 1.07 \pm 0.90 $\mu\text{mol L}^{-1}$ nas superfícies livres).

308 Alguns estudos reportam a relação entre as baixas concentrações de oxigênio dissolvido
309 na coluna d'água, favorável à produção de metano, e os valores de concentração e emissão
310 deste gás para a atmosfera (PIEROBON et al., 2010, BOLPAGNI et al., 2007,
311 ATTERMAYER et al., 2016). Algumas vezes a anoxia é inclusive estatisticamente
312 relacionada a presença de macrófitas flutuantes, pelos efeitos que a sua cobertura pode causar
313 no ambiente aquático, demonstrando uma correlação positiva com valores de concentração e
314 fluxo de metano (PIEROBON et al., 2010, BOLPAGNI et al., 2007). Apesar disso, em um
315 estudo que apresentava menores concentrações de oxigênio dissolvido na região coberta por
316 macrófitas, uma menor concentração de CH₄ foi detectada na coluna d'água, em comparação
317 às áreas livres (ATTERMAYER et al., 2016). No presente estudo os valores de oxigênio

318 dissolvido mostraram uma correlação com a presença de plantas, sendo este estatisticamente
319 mais baixo nas regiões cobertas por *S. herzogii*, porém, não houve correlação entre os valores
320 de oxigênio dissolvido e os valores de concentração e fluxo de CH₄ nestes ambientes
321 (correlação<0,1). Apesar disso, os resultados da PCA mostram as tendências de fluxo e
322 emissão de CH₄ opostas aos valores de oxigênio dissolvido.

323 Quanto à diferença de CH₄ entre as áreas cobertas ou não por macrófitas flutuantes,
324 nossos resultados demonstram que, apesar de não serem significativas, pode-se notar uma
325 maior concentração de CH₄ nas regiões cobertas por *Salvinia herzogii*. Esta situação era
326 esperada, uma vez que a cobertura pode ter um efeito tanto como barreira para entrada de
327 oxigênio, quanto como fonte de matéria orgânica (BIANCHINI et al., 2010). Bianchini et al.
328 (2010) demonstraram que do carbono gerado na decomposição de plantas do gênero *Salvinia*,
329 10% foi convertido em metano e 90% em dióxido de carbono. Ainda que a decomposição das
330 plantas possa ter um maior efeito na emissão de CO₂, também pode ser esperado que a
331 entrada de matéria orgânica altere as emissões de CH₄.

332 Ribaud et al. (2012) também não encontraram diferenças significativas nas
333 concentrações de CH₄ em um lago coberto por *Nuphar lutea*, uma macrófita aquática
334 enraizada, mas com folhas flutuantes que chegaram a cobrir metade do lago estudado.
335 Segundo os autores, os valores absolutos foram mais altos nas zonas vegetadas do que nas
336 superfícies livres, assim como neste trabalho. Outros autores, trabalhando com as espécies
337 *Trapa natans*, *Lemna minor*, e *Eichhornia* sp. puderam comprovar estatisticamente maior
338 concentração de CH₄ na coluna d'água abaixo das plantas flutuantes em diferentes ambientes
339 (BOLPAGNI et al., 2007, WANG et al., 2015, BASTVIKEN et al., 2010). Em contra partida,
340 Attermeyer et al. (2016), encontraram uma menor concentração de metano na região abaixo
341 da cobertura de *Eichhornia*, o que os autores afirmam poder ter relação com a possível

342 presença de agentes oxidantes vivendo nas raízes dessas plantas, que explicaria tanto as
343 baixas concentrações de metano quanto de oxigênio.

344 Quanto aos valores de CH₄ emitidos para a atmosfera (fluxo), os encontrados neste
345 trabalho foram fluxos baixos, menores do que aqueles encontrados na literatura para lagos e
346 áreas úmidas (PIEROBON et al., 2010, BOLPAGNI et al., 2007, ATTERMAYER et al.,
347 2016). Inclusive Palma-Silva et al. (2013), que coletaram amostras de fluxo CH₄ no mesmo
348 lago obtiveram valores mais altos de emissão de CH₄ por difusão. A título de comparação, as
349 quantidades de emissão de CH₄ desta pesquisa se assemelham aos fluxos encontrados por
350 Wang et al. (2015), os quais encontraram valores de fluxo entre 0,00058 μmol L⁻¹ e 0,04549
351 μmol L⁻¹ em lavouras de arroz irrigado.

352 No presente trabalho, as diferenças de fluxo de CH₄ entre regiões com e sem plantas
353 não foram significativas, apesar de notar-se uma maior média de fluxo na região com
354 cobertura de *S. herzogii*. Situação semelhante também foi encontrada em Ribaud et al.
355 (2012). Assim como as concentrações, os fluxos encontrados por esses autores também
356 mostraram um valor médio mais elevado na região coberta por uma macrófita de folhas
357 flutuantes, mas as diferenças não foram estatisticamente significativas. Os autores apontam
358 que a alta carga de matéria orgânica nos sedimentos, as altas temperaturas da água nos locais
359 estudados e as baixas concentrações de aceptores de elétrons como NO₃⁻ poderiam esclarecer
360 essa baixa diferença entre os locais e explicam que talvez esta planta não tenha um efeito tão
361 drástico na alteração das emissões de CH₄ quanto o que é encontrado em outros trabalhos.
362 Além deste, outro trabalho comparando fluxos de CH₄ entre lagos na Amazônia não
363 encontrou diferença significativa entre as emissões de superfície livre e regiões cobertas por
364 vegetação flutuante, apesar de não mencionar as espécies envolvidas (MARANI; ALVALÁ,
365 2007).

366 Por outro lado, diversos autores puderam identificar estatisticamente que a cobertura de
367 macrófitas aquáticas atua na alteração das emissões de CH₄ a partir de ambientes aquáticos.
368 Apesar da semelhança na quantidade total dos fluxos de CH₄ com este trabalho, Wang et al.
369 (2015) encontraram uma emissão de CH₄ 20,4% menor na região coberta por *Lemna minor*.
370 ATTERMAYER et al. (2016) também encontraram uma redução de emissão de CH₄ e CO₂
371 de 57% nas áreas vegetadas por *Eichhornia* sp., quando comparadas às superfícies livres.
372 Porém, um outro trabalho que mediu a diferença da emissão de *Eichhornia* sp. em um lago
373 no Pantanal demonstrou o oposto, ou seja, que maiores fluxos foram emitidos pela região
374 coberta por plantas desta espécie (BASTVIKEN et al., 2010).

375 No estudo de Bolpagni et al. (2007), o estande de *Trapa natans* emitiu praticamente o
376 dobro do que nas regiões sem macrófitas, ou seja, teve um aumento próximo a 100%, sendo
377 que tanto os valores de concentração quanto de emissão de CH₄ foram muito altos nos dois
378 ambientes, principalmente naqueles com plantas. Pierobon et al. (2010) estudaram as
379 emissões no mesmo lago que Bolpagni et al. (2007), mas levaram em consideração períodos
380 diferentes com diferentes coberturas de *T. natans*. Eles também encontraram valores de
381 emissão maiores na época de maior cobertura do que na época em que as rosetas ainda não
382 estavam desenvolvidas. Além disso, na época de maior cobertura os fluxos de CH₄ foram
383 maiores nas regiões com planta quando comparados à superfície livre.

384 Os resultados com diferentes espécies flutuantes mostram que em determinadas
385 situações elas tem potencial de alterar a emissão de metano e assim, interferir na quantidade
386 de gases de efeito estufa na atmosfera, mas que existem outras questões envolvidas com a
387 emissão dos gases que ainda não estão totalmente compreendidas (PIEROBON et al., 2010,
388 BOLPAGNI et al., 2007, ATTERMAYER et al., 2016). Porém, é possível que algumas
389 plantas não exerçam um papel direto na emissão dos gases de efeito estufa, como pode ser o
390 caso da espécie estudada neste trabalho.

391 **5. CONCLUSÃO**

392 A cobertura da macrófita flutuante *Salvinia herzogii* altera o ambiente estudado,
393 diminuindo as concentrações de oxigênio dissolvido, influenciando negativamente nas
394 concentrações e emissões de CH₄ para a atmosfera.

395 Recomenda-se em próximos estudos a utilização de ambientes naturalmente cobertos
396 por *S. herzogii* para um melhor entendimento sobre como essas plantas atuam em um
397 ambiente natural sem interferência de estruturas humanas, além de análises do conteúdo de
398 matéria orgânica no sedimento.

399

400 **6. AGRADECIMENTOS**

401 Os autores agradecem a fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de
402 Nível Superior pela bolsa concedida para a realização desta pesquisa.

403

404 **7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

405 ATTERMAYER, K.; FLURY S.; JAYAKUMAR, R.; FIENER, P.; STEGER, K.;

406 ARYA, V.; WILKEN, F.; GELDERN, R.; PREMKE, K. Invasive floating macrophytes
407 reduce greenhouse gas emissions from a small tropical lake. **Scientific Reports**, v. 6, p.
408 1-10, 2016.

409

410 BASTVIKEN, D.; COLE, J. J.; PACE, M. L.; BOGERT, M. C. V. Fates of methane from
411 different lake habitats: Connecting whole-lake budgets and CH₄ emissions. **Journal of**
412 **Geophysical Research**, v. 113, p. 1–13, 2008.

413

414 BASTVIKEN, D.; SANTORO, A. L.; MAROTTA, H.; PINHO, L. Q.; CALHEIROS, D.
415 F.; CRILL, P.; ENRICH-PRAST, A. Methane emissions from pantanal, South America,

416 during the low water season: toward more comprehensive sampling. **Environmental**
417 **Science and Technology**, v. 44, n. 14, p. 5450–5455, 2010.

418

419 BIANCHINI, I. Jr.; CUNHA-SANTINO, M. B. CH₄ and CO₂ from Decomposition of
420 *Salvinia auriculata* Aublet, a Macrophyte with high invasive potential. **Wetlands**, v. 36,
421 n. 3, p. 557-564, 2016.

422

423 BOLPAGNI, R.; PIEROBON, R.; LONGHI, D.; NIZZOLI, D.; BARTOLI, M.;
424 TOMASELLI, M.; VIAROLI, P. Diurnal exchanges of CO₂ and CH₄ across the water-
425 atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.). **Aquatic Botany**, v.
426 87, p. 43–48, 2007.

427

428 CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre:
429 Artemed, 2003. 255p.

430

431 COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T.; CARACO, N. F.; MCDOWELL, W. H.; TRANVIK, L. J.;
432 STRIEGL, R. G.; DUARTE, C. M.; KORTELAINEN, P.; DOWNING, J. A.;
433 MIDDELBURG, J. J.; MELACK, J. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland
434 waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, v. 10, p. 171–184, 2007.

435

436 COLE, J. J. BADE, D. L.; BASTVIKEN, D.; PACE, M. L.; BOGERT, M. C. V. Multiple
437 approaches to estimating air-water gas exchange in small lakes. **Limnology and**
438 **Oceanography: Methods**, v. 8, p. 285–293, 2010.

439

440 DOWNING, J. A. Emerging global role of small lakes and ponds: Little things mean a
441 lot. **Limnetica**, v. 29, n. 1, p. 9–24, 2010.

442

443 FORNO, I. W. Native distribution of the *Salvinia auriculata* complex and keys to species
444 identification. **Aquatic Botany**, v. 17, p. 71–83, 1983.

445

446 IPCC. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2014: Mitigation of Climate**
447 **Change**. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the
448 Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge e Nova Iorque: Cambridge
449 University Press, 2014.

450

451 KOSTEN, S.; PIÑEIRO, M.; GOEDE, E.; KLEIN, J.; LAMERS, L. P. M.; ETTWIG, K.
452 Fate of methane in aquatic systems dominated by free-floating plants. **Water Research**,
453 v. 104, p. 200-207, 2016.

454

455 KRUSCHE, N.; SARAIVA, J. M. B.; REBOITA, M. S. Normais climatológicas
456 provisórias de 1991 a 2000 para Rio Grande, RS. Rio Grande: Editora FURG, 2002. 104
457 p.

458

459 MARINHO, C. C. Resultados e perspectivas sobre o estudo do metano nas lagoas
460 costeiras da Restinga de Jurubatiba e na Lagoa Imboassica na região norte do Estado do
461 Rio de Janeiro. In: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (Org.).
462 **Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e**
463 **Conservação**. Rio de Janeiro: Rima Editora, 2004, p. 273-294.

464

465 MARANI, L.; ALVALÁ, P. C. Methane emissions from lakes and floodplains in
466 Pantanal, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 1627–1633, 2007.
467

468 MARINHO, C. C.; PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; FIGUEIREDO-BARROS,
469 M. P.; ESTEVES, F. A. Seasonal dynamics of methane in the water column of two
470 subtropical lakes differing in trophic status. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p.
471 281–287, 2009.
472

473 MARINHO, C. C.; PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; ESTEVES, F. A.
474 Emergent macrophytes alter the sediment composition in a small, shallow subtropical
475 lake: implications for methane emission. **American Journal of Plant Sciences**, v. 6, p.
476 315–322, 2015.
477

478 MAROTTA, H.; PINHO, L.; GUDASZ, C.; BASTVIKEN, D.; TRANVIK, L. J.
479 Greenhouse gas production in low-latitude lake sediments responds strongly to warming.
480 **Nature Climate Change**, v. 4, p. 467 – 470, 2014.
481

482 MEERHOFF, M; JEPPESEN, E. Shallow Lakes and Ponds. In: LIKENS, G. E. (Ed.).
483 **Lake Ecosystem Ecology: A Global Perspective**. Estados Unidos: Elsevier, 2009, p.
484 343–353.
485

486 NATCHIMUTHU, S.; PANNEER SELVAM, B.; BASTVIKEN, D. Influence of weather
487 variables on methane and carbon dioxide flux from a shallow pond. **Biogeochemistry**, v.
488 119, p. 403–413, 2014.
489

490 PALMA-SILVA, C.; MARINHO, C. C.; ALBERTONI, E. F. Methane emissions in two
491 small shallow neotropical lakes: the role of temperature and trophic level. **Atmospheric**
492 **Environment**, v. 81, p. 373–379, 2013.

493

494 PIEROBON, E.; BOLPAGNI, R.; BARTOLI, M.; VIAROLI, P. Net primary production
495 and seasonal CO₂ and CH₄ fluxes in a *Trapa natans* L. meadow. **Journal of Limnology**,
496 v. 69, n. 2, p. 225–234, 2010.

497

498 POTT, V.J., POTT, A. Plantas Aquáticas do Pantanal. Embrapa. Centro de Pesquisa
499 Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS). Brasília: Embrapa Comunicação para
500 Transferência de Tecnologia, 2000. 404p.

501

502 RIBAUDO, C.; BARTOLI, M.; LONGHI, D.; CASTALDI, S.; NEUBAUER, S. C.;
503 VIAROLI, P. CO₂ and CH₄ fluxes across a *Nuphar lutea* (L.) Sm. stand. **Journal of**
504 **Limnology**, v. 71, n.1, p. 200-210, 2012.

505

506 SANDER, R. **Compilation of Henry’s Law Constants for in- organic and organic**
507 **species of potential importance in environmental chemistry**. 1999. [http://www.mpch-](http://www.mpch-mainz.mpg.de/Bsander/res/henry.html)
508 [mainz.mpg. de/Bsander/res/henry.html](http://www.mpch-mainz.mpg.de/Bsander/res/henry.html), p. 37. Acessado em agosto de 2017.

509

510 SCHEFFER, M.; GRAGNANI, A.; VAN NES, E. H.; RINALDI, S.; KAUTSKY, N.;
511 NORBERG, J.; ROIJACKERS, R. M. M.; FRANKEN, R. J. M. Floating plant
512 dominance as a stable state. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the**
513 **United States of America**, v. 100, n. 7, p. 4040–4045, 2003.

514

515 SCHEFFER, M.; VAN NES, E. H. Shallow lakes theory revisited: various alternative
516 regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 455–
517 466, 2007.

518

519 STRAHLER, A. H.; STRAHLER, A. N. *Introducing Physical Geography*. 2 Ed. New
520 York: Wiley, 1997. 567 p.

521

522 THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidade de Macrófitas Aquáticas. In: ESTEVES,
523 F. A. (Coord.) **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p.
524 461–521.

525

526 TRANVIK, L. J.; DOWNING, J. A.; COTNER, J. B.; LOISELLE, S. A.; STRIEGL, R.
527 G.; BALLATORE, T. J.; DILLON, P.; FINLAY, K.; FORTINO, K.; KNOLL, L. B.;
528 KORTELAJNEN, P. L.; KUTSER, T.; LARSEN, S.; LAURION, I.; LEECH, D. M.;
529 MCCALLISTER, S. L.; MCKNIGHT, D. M.; MELACK, J. M.; OVERHOLT, E.;
530 PORTER, J. A.; PRAIRIE, Y.; RENWICK, W. H.; ROLAND, F.; SHERMAN, B. S.;
531 SCHINDLER, D. W.; SOBEK, S.; TREMBLAY, A.; VANNI, M. J.; VERSCHOOR, A.
532 M.; WACHENFELDT, E. V.; WEYHENMEYER, G. A. Lakes and reservoirs as
533 regulators of carbon cycling and climate. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6, p.
534 2298–2314, 2009.

535

536 U.S. EPA. **Methane and Nitrous Oxide Emissions From Natural Sources**. 2010.
537 <http://www.epa.gov/methane/sources.html>. Acessado em maio de 2017.

538

539 WANG, C.; LI, S.; LAI, D. Y. F.; WANG, W.; MA, Y. The effect of floating vegetation
540 on CH₄ and N₂O emissions from subtropical paddy fields in China. **Paddy Water**
541 **Environment**, v. 13, p. 425-431, 2015.

542

543 YVON-DUROCHER, G.; MONTOYA, J. M.; WOODWARD, G.; JONES, J. I.;
544 TRIMMER, M. Warming increases the proportion of primary production emitted as
545 methane from freshwater mesocosms. **Global Change Biology**, v. 17, p. 1225–1234,
546 2011.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Os resultados deste estudo somados a outros anteriormente publicados ajudam a compreender que diferentes espécies flutuantes podem agir de formas diferentes em relação a sua influência sobre o ciclo do carbono. A cobertura da espécie *S. herzogii*, aqui estudada, não demonstrou influência significativa na emissão e concentração de metano, mas foi possível traçar um paralelo sobre a influência desta espécie com outras espécies estudadas. Além disso, foi possível observar que sua cobertura apresenta efeito no ambiente, uma vez que os valores de oxigênio dissolvido foram estatisticamente distintos e menores na região com plantas.

Como as macrófitas flutuantes não têm influência direta na emissão como é o caso das macrófitas aquáticas emergentes, que fazem o transporte dos gases via aerênquima, outros fatores envolvidos nessa emissão devem ser estudados em conjunto. A título de exemplo, a produção de metano no solo, a quantidade e qualidade de matéria orgânica disponível nos diferentes tipos de ambiente, a influência da temperatura atmosférica, os valores de irradiação solar e até mesmo a relação com a concentração e emissão de outros gases de efeito estufa que sejam influenciados por fatores semelhantes, como é o caso do dióxido de carbono, podem ajudar a explicar quem de fato influencia nessas emissões.

No que tange a metodologia abordada, este estudo optou pela utilização dos cercados dentro do lago pois este foi submetido a uma limpeza através da retirada da cobertura de *S. herzogii*. Em estudos futuros, sugere-se a utilização de ambientes naturalmente cobertos por macrófitas, para evitar a influência destas estruturas no ambiente e também abordar uma situação mais próxima à natural nestes ambientes.

Além disso, as datas das coletas foram escolhidas em função de uma soma de fatores como o funcionamento do equipamento utilizado, condições climáticas favoráveis e corpo técnico disponível, o que inviabilizou que as coletas fossem realizadas em situações de temperatura semelhantes, ou mesmo com um número de coletas significativo para comparar faixas de temperaturas distintas.

Uma sugestão seria estudar diferentes espécies flutuantes nos mesmos ambientes, a fim de compreender se a cobertura é o principal fator que estaria alterando estes ambientes, ou se realmente cada espécie atua de forma diferente e, sendo assim, explorar os mecanismos envolvidos.