

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP  
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP**

**EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA  
EM SISTEMAS MULTITRÓFICOS DE  
AQUICULTURA**

**Marcelo Henrique Correa Assunção**

JABOTICABAL – SP

2017

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP  
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP**

**EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA  
EM SISTEMAS MULTITRÓFICOS DE  
AQUICULTURA**

**Marcelo Henrique Correa Assunção**

**Orientador: Prof. Dr. Tadeu de Siqueira Barros**

**Coorientador: Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da Unesp – CAUNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor.

JABOTICABAL – SP

2017

A851e Assunção, Marcelo Henrique Correa  
Emissões de gases do efeito estufa em sistemas multitróficos e  
multiespaciais de aquicultura / Marcelo Henrique Correa Assunção . –  
– Jaboticabal, 2017  
90 p. : il. ; 29 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de  
Aquicultura, 2017

Orientador: Tadeu de Siqueira Barros

Coorientador: Wagner Cotroni Valenti

Banca examinadora: Antonio Fernando Monteiro Camargo, Lucia  
Helena Sipaubá Tavares, Irineu Bianchini Junior

Bibliografia

1. Sustentabilidade. 2. Efeito estufa. 3. IMTA. I. Título. II.  
Jaboticabal- Centro de Aquicultura.

CDU 639.3:504.7

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –  
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Unidade Complementar - Jaboticabal

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Emissões de gases do efeito estufa em sistemas multitróficos e multiespaciais de aquicultura

AUTOR: MARCELO HENRIQUE CORREA ASSUNÇÃO

ORIENTADOR: TADEU DE SIQUEIRA BARROS

COORIENTADOR: WAGNER COTRONI VALENTI

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AQUICULTURA, pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. TADEU DE SIQUEIRA BARROS  
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro - SP

Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO  
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro - SP

Prof. Dra. LUCIA HELENA SIQUEIRA TAVARES  
Laboratório de Limnologia / Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP

Prof. Dr. MATHEUS NICOLINO PEIXOTO HENARES  
Departamento de Aгрonomia / UNIFEB - Barretos/SP

Professor Titular IRINEU BIANCHINI JUNIOR  
Departamento de Hidrobiologia / UFSCAR / São Carlos/SP

Jaboticabal, 05 de maio de 2017

## Sumário

<b>Agradecimentos</b> .....	<b>4</b>
<b>Apoio financeiro</b> .....	<b>5</b>
<b>Lista de Figuras</b> .....	<b>6</b>
<b>Lista de Tabelas</b> .....	<b>8</b>
<b>Introdução geral</b> .....	<b>10</b>
<b>Objetivos e estrutura da tese</b> .....	<b>19</b>
<b>Capítulo 1</b> .....	<b>26</b>
<b>Neutralidade de fluxos de GEE em viveiros de aquicultura de região tropical</b> .....	<b>26</b>
<b>Resumo</b> .....	<b>27</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>28</b>
<b>Introdução</b> .....	<b>28</b>
<b>Material e Métodos</b> .....	<b>31</b>
<b>Delineamento experimental</b> .....	<b>31</b>
<b>Mensuração dos gases</b> .....	<b>32</b>
<b>Análises dos dados</b> .....	<b>33</b>
<b>Resultados</b> .....	<b>34</b>
<b>Discussão</b> .....	<b>46</b>
<b>Referências</b> .....	<b>52</b>
<b>Capítulo 2</b> .....	<b>60</b>
<b>Efeito da manipulação da razão C:N na emissão de gases do efeito estufa</b> <b>em viveiros de aquicultura de região tropical</b> .....	<b>60</b>
<b>Resumo</b> .....	<b>61</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>62</b>
<b>Introdução</b> .....	<b>63</b>
<b>Material e Métodos</b> .....	<b>65</b>
<b>Delineamento experimental</b> .....	<b>65</b>
<b>Cálculo da manipulação</b> .....	<b>66</b>
<b>Mensuração dos gases</b> .....	<b>66</b>
<b>Análise dos dados</b> .....	<b>67</b>
<b>Resultados</b> .....	<b>67</b>
<b>Discussão</b> .....	<b>81</b>
<b>Conclusão</b> .....	<b>83</b>
<b>Referências</b> .....	<b>84</b>
<b>Considerações finais</b> .....	<b>88</b>

## **Agradecimentos**

Agradeço a meus pais, irmão e família pelo apoio incondicional e por sempre incentivarem a minha formação acadêmica.

Agradeço ao Prof. Dr. Tadeu Siqueira pelo desafio de entrar numa área totalmente nova e se propor a me orientar durante esses 4 anos.

Agradeço ao Prof. Dr. Wagner Valenti pela coorientação e parceria no nosso experimento, cedendo o setor de Carcinicultura e Laboratório de Sustentabilidade para realização do experimento e análises.

Agradeço ao Prof. Dr. Antonio Camargo e ao Prof. Dr. Matheus Henares pelas sugestões, contribuições e disponibilidade em participar da comissão avaliadora de minha qualificação.

Agradeço ao Prof. Dr. Antonio Camargo, Prof. Dr. Irineu Bianchini, Prof. Dr. Lucia Sipaúba-Tavares e ao Prof. Dr. Matheus Henares pelas sugestões, contribuições e disponibilidade em participar da comissão avaliadora de minha defesa.

Agradeço aos meus companheiros de experimento: Caio, Danilo e Felipe, pela parceria e trabalho durante todos esses anos.

Agradeço ao senhor José Roberto Polachini “Robertão”, técnico do Setor de Carcinicultura, pelo auxílio nos experimentos, manejos, análises e conversas do dia-dia.

Agradeço ao Rafael Amorim e Baltasar Neto pelo auxílio nas nossas coletas de dados.

Agradeço ao pessoal do setor de Carcinicultura por me recepcionarem tão bem e me darem condições de me dedicar no novo ambiente de trabalho.

Agradeço aos irmãos da República Kilombo, pelo apoio e convivência durante todos os meus anos em Jaboticabal, em especial ao Guilherme que mesmo fora do país, se propôs a me ajudar em algumas dúvidas que surgiram ao longo das análises.

Agradeço ao pessoal da Bio 07, minha turma de graduação, que é um exemplo de união e me proporcionou diversos momentos de descontração em meio aos dias de trabalho árduo.

Agradeço ao CAUNESP, representado pelos funcionários, docentes, diretores e coordenadores, pela minha formação acadêmica de alto nível.

Agradeço ao Senhor Jomar Delefrate e o Dr. Fábio Sussel pela doação de animais que foram utilizados em nosso experimento.

Agradeço a Stela Basso Montoro pela ajuda com a impressão, revisão e entrega dos exemplares finais.

E finalmente faço um agradecimento geral a todos que direta ou indiretamente participaram do desenvolvimento do trabalho ou com apoio durante esses 4 anos e por ventura não foram citados.

### **Apoio financeiro**

Ao CNPQ - Processo 147409/2013-6 pela bolsa concedida por 3 anos; Processos no. 473199/2011-4 e 306361/2014-0 e FAPESP (processo no. 2012/18593-5) pelo financiamento.

## Lista de Figuras

- Figura 1.** Dispersão dos dados de difusão de dióxido de carbono ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento Cage-IMTA; X indica tratamento FREE-IMTA.....388
- Figura 2.** Dispersão dos dados de difusão de metano ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento Cage-IMTA; X indica tratamento Cage-IMTA; X indica tratamento FREE-IMTA.....399
- Figura 3.** Dispersão dos dados de difusão de óxido nitroso ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento Cage-IMTA; X indica tratamento FREE-IMTA. ....40
- Figura 4.** Dispersão dos dados de concentração de dióxido de carbono dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento FREE-IMTA; X indica tratamento Cage-IMTA. ....422
- Figura 5.** Dispersão dos dados de concentração de óxido nitroso dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento FREE-IMTA; X indica tratamento CAGE-IMTA. ....433
- Figura 6.** Dispersão dos dados de concentração de metano dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento Free-IMTA; X indica tratamento Cage-IMTA. ....444
- Figura 7.** Análise de componentes principais destacando os tratamentos. Os dois primeiros componentes capturaram 79% da variação dos dados. M= monocultivo de lambaris (Tetra); P= policultivo livre (Free-IMTA); T= policultivo em tanque rede (Cage-IMTA). ....455

**Figura 8.** Análise de componentes principais destacando os tempos. Os dois primeiros componentes capturaram 79% da variação dos dados. Valores 1, 2, 3 e 4 correspondem as quatro amostragens realizadas ao longo do experimento. ...466

**Figura 9.** Análise de componentes principais destacando os tratamentos. Os dois primeiros componentes capturaram 74,2% da variação. A cor preta representa os dados do tratamento controle (letra A); a cor verde representa o tratamento 20/1 (Letra B) e cor vermelha representa tratamento 20/1\* (letra C). Vetores representam nossas variáveis (fluxos de GEE) por meio da difusão na interface água-ar. ....70

**Figura 10.** Análise de componentes principais destacando os tratamentos. Os dois primeiros componentes capturaram 74,2% da variação. A cor vermelha representa os dados do tempo 0; a cor preta representa o tempo 2 (Letra B); cor azul representa o tempo 25 e a cor verde o tempo 50. Vetores representam nossas variáveis (fluxos de GEE) por meio da difusão na interface água-ar. ....71

**Figura 11.** Dispersão dos dados de difusão de dióxido de carbono ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*.....72

**Figura 12.** Dispersão dos dados de difusão de metano ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*. ....73

**Figura 13.** Dispersão dos dados de difusão de óxido nitroso ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*. ....74

**Figura 14.** Gráfico de interação com as médias das taxas de difusão de metano para os tratamentos ao longo do tempo de cultivo.....777

**Figura 15.** Dispersão dos dados de concentração de dióxido de carbono dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tramanto 20/1\*.....788

**Figura 16.** Dispersão dos dados de concentração de metano dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*.....799

**Figura 17.** Dispersão dos dados de concentração de óxido nitroso dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*. .....80

## Lista de Tabelas

**Tabela 1.** Médias ( $\pm$  desvio padrão) das variáveis físicas e químicas durante o experimento. Os dados estão agrupados por coleta (quinzenal). Valores mínimos e máximos estão expressos entre parênteses.....34

**Tabela 2.** Valores máximos e mínimos, médias e desvio padrão (D.P.) dos fluxos de GEE obtidos pela metodologia difusiva. Os valores foram agrupados por coleta, tratamentos não estão sendo discriminados. ....366

**Tabela 3.** Resultados da comparação de modelos através de critério de Akaike (AIC) e razão de verossimilhança para os diferentes gases de efeito estufa. **M1:** modelo completo, com componente fixo (tratamento e coleta) e com coleta e o período do dia no componente a aleatório; **M2:** modelo com componente fixo (tratamento e coleta) e apenas com a coleta no componente aleatório; **M3:** modelo com componente fixo (tratamento e coleta) e sem componente aleatório; **M4:** modelo apenas com o intercepto, ou seja, sem variáveis preditoras.....377

**Tabela 4.** Médias de fluxos de GEE em viveiros de aquicultura no ambiente tropical/subtropical. Os valores estão expressos em  $\text{mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ .....51

**Tabela 5.** Valores das médias e desvios-padrão das variáveis físicas e químicas da água monitoradas durante as amostragens. ....68

**Tabela 6.** Valores de média e desvio padrão (média  $\pm$  DP) dos fluxos de GEE por meio da difusão pela interface água-ar ao longo do período experimental. ....69

**Tabela 7.** Resultados da comparação de modelos através de critério de Akaike (AIC) e razão de verossimilhança para os diferentes gases do efeito estufa. **M1:** Modelo completo, com componente fixo (tratamento e amostragem) e com

amostragem e período do dia no componente aleatório; **M2**: modelo com componente fixo (tratamento e amostragem) e apenas amostragem no componente aleatório; **M3**: modelo com componente fixo (tratamento e amostragem) e sem componente aleatório; **M4**: modelo apenas com o intercepto, sem variáveis preditoras. ....755

**Tabela 8.** Análise aprofundada do modelo 3, composto pelo tratamento e tempo como variáveis preditoras e tempo como efeito aleatório. Valores de  $P \leq 0.05$  representam diferença significativa entre as análises. ....766

## **Introdução geral**

As emissões de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), conhecidos como gases do efeito estufa (GEE), dentro de um contexto global, ocorrem de forma natural desde a formação do planeta. Cada um destes gases possui características específicas, vias de formação e potencial de impacto diferente. A “National Aeronautics and Space Administration” (NASA) caracteriza o CO<sub>2</sub> como um componente minoritário, mas muito importante da atmosfera, liberado por processos naturais como respiração e erupções vulcânicas e por ações antrópicas como desmatamento, queima de combustíveis fósseis e sistemas de produção (NASA, 2016). O CH<sub>4</sub> é um hidrocarboneto produzido também por atividades naturais, a partir de decomposição anaeróbica e fontes antrópicas, como decomposição de resíduos (e.g. esgoto e lixo), agricultura e criação de ruminantes. Considerando o potencial de aquecimento global, que consiste na probabilidade de uma molécula causar o aumento do efeito estufa e de suas consequências em um determinado período de tempo, o metano é cerca de 30 vezes mais nocivo em equivalência com o CO<sub>2</sub> (NASA, 2016). Finalmente, o N<sub>2</sub>O é um poderoso gás do efeito estufa principalmente quanto ao seu potencial de aquecimento global, sendo cerca de 310 vezes maior do que o dióxido de carbono (Hu et al., 2012). O óxido nitroso é produzido por processos de cultivo de origem antrópica, relacionados à fertilização e naturalmente, sendo oriundo dos processos de nitrificação e desnitrificação (NASA, 2016).

A emissão destes gases contribui para o fenômeno denominado efeito estufa, responsável pelo aquecimento global e manutenção da temperatura média global através da absorção de radiação infravermelha emitida pelo aquecimento do planeta e refletida como energia térmica de volta para a Terra (IPCC, 2007). O

atual período de aquecimento global e elevação sistemática de GEE na atmosfera têm sido vinculados à ação antrópica, principalmente após o período da revolução industrial, quando foram descobertas novas tecnologias e fontes de energia, resultou no aumento do efeito estufa e de 40% da concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera (IPCC, 2013; NOAA, 2017). A queima de combustíveis fósseis foi o principal responsável pelo aumento das concentrações de gases do efeito estufa. A atual concentração atmosférica de dióxido de carbono é a maior já registrada, ultrapassando 405 ppm de CO<sub>2</sub> (NOAA, 2017). Como consequência, um conjunto de efeitos associados às mudanças climáticas afetaram ecossistemas naturais em escala mundial (IPCC, 2013). Registros da divisão de mudanças climáticas globais da NASA destacam o aumento da média global de temperatura e, conseqüentemente, degelo de calotas polares, aumento do nível, da temperatura e da acidificação dos oceanos e por último, aumento da frequência e intensidade de eventos extremos (NASA, 2016).

Alguns estudos discutem a importância dos ecossistemas aquáticos continentais como compartimentos na ciclagem global de carbono, atuando como fontes, i.e., liberação de GEE para a atmosfera (Kemenes et al., 2007; Bastviken et al., 2010; Marotta et al., 2014; Faria et al., 2015) ou sumidouros, i.e., retirada dos mesmos gases em uma parte de seu ciclo (Cole et al., 2007; Tranvik et al., 2009; Sikar et al., 2009). A absorção de CO<sub>2</sub> pelo fitoplâncton, bem como pelo processo de sedimentação, resultam em grandes quantidades de carbono de origem externa ao ambiente aquático, principalmente da atmosfera, sendo recicladas, fazendo com que esses ecossistemas atuem como sumidouros (Raven e Falkowski, 1999; Santos et al., 2008; Tranvik et al., 2009; Williamson et al., 2009, Boyd et al., 2010). O depósito de carbono orgânico no sedimento de

águas continentais pode ser maior que nos oceanos (Dean e Gorham, 1998) e no solo (Sikar et al., 2009). Em contrapartida, alguns trabalhos registram diversos ecossistemas aquáticos continentais com concentração de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> acima da saturação, o que proporciona a liberação destes gases para a atmosfera (Bastviken et al., 2004, Tranvik et al., 2009, LeQueré et al., 2009, Marotta et al., 2014, Hu et al., 2016). A principal consequência dos ecossistemas aquáticos, naturais ou modificados, atuarem como fontes de GEE é a sua contribuição para o aumento do aquecimento global. As emissões em áreas alagadas por reservatórios de hidrelétricas, por exemplo, podem emitir mais metano (devido a decomposição de matéria vegetal causada pelo alagamento de grandes áreas de floresta) do que as usinas termoeletricas, que utilizam a combustão de óleo ou gás natural para geração de energia (Faria et al., 2015). A falta de consenso sobre a real função dos ecossistemas aquáticos e a preocupação acerca do aquecimento global, com relatórios desfavoráveis do “International Panel of Climate Changes” (IPCC) (IPCC, 2013), NASA (NASA, 2016) e “National Oceanic and Atmospheric Administration” (NOAA) (NOAA, 2017) quanto à diminuição das emissões, gera demanda por conhecimento especialmente em áreas tropicais ou subtropicais, onde as estimativas ou mensurações são limitadas.

Essa é uma discussão que permeia também as atividades relacionadas à produção em ambientes aquáticos continentais. A aquicultura, que consiste na produção de organismos aquáticos, incluindo peixes, crustáceos, moluscos e plantas, por meio do uso técnicas no processo de criação para aumentar sua produção (FAO, 1988) é uma atividade antrópica que gera resíduos como qualquer outra. Em 2014, a “*Food and Agricultural Organization*” (FAO) registrou pela primeira vez que a produção aquícola foi maior do que as capturas por

pesca, colocando a aquicultura como o setor de produção de alimentos que mais cresce nos últimos anos. Estima-se que até 2025 a produção de organismos aquáticos cresça cerca de 17%, em relação a 2013/2015 (FAO, 2016). Com o rápido desenvolvimento da atividade aquícola nos últimos anos, faz-se necessário compreender seu papel na ciclagem de nutrientes e na dinâmica de GEE dentro dos sistemas produtivos. Esse tipo de informação pode subsidiar soluções de mitigação e diminuição do impacto causado por GEE.

Assim como em ecossistemas naturais, a capacidade de sequestro de carbono por viveiros de produção também pode ser alta, exercendo papel fundamental como atividade sustentável e de serviço ambiental (Boyd, 2010). Viveiros e tanques de aquicultura de diversas regiões no mundo, e com idades e organismos de produção diferentes, apresentaram uma taxa média de sequestro de carbono de 1,5 t/ha/ano, valor superior ao de alguns lagos naturais (0,136 t/ha/ano), porém abaixo de grandes rios (4 t/ha/ano) (Boyd, 2010). Entretanto, alguns estudos (e.g., Boyd et al., 2007; Datta et al., 2009; Hu et al., 2012; 2013, Preto et al., 2015) e análises atuais de relatórios da FAO (FAO, 2016) e IPCC (IPCC, 2013), que contemplam a emissão de GEE relacionada a produção, mostram que as emissões em aquicultura são relevantes. As evidências e poucas informações sobre as emissões causadas pela aquicultura são recentes, sendo principalmente provenientes de sistemas em clima temperado (Boyd et al., 2007; Boyd, 2010; Hu et al., 2012; 2013; Ohgaki et al., 2014), com alguns trabalhos em clima tropical ou subtropical também (Datta et al., 2009; Pathak et al., 2013, Preto et al., 2015).

A variação no fluxo de nutrientes e padrão de emissão de GEE nos ambientes aquáticos continentais pode ser influenciado pelo clima, teor de

nutrientes na água, atividade biológica (Palma-Silva et al., 2013), pela concentração dos GEE, oxigênio e pH em conjunto com processos biológicos e químicos (Hu et al., 2012) ou ainda pela microbiota (Yang et al., 2015). Todos esses fatores podem causar alteração nos processos biogeoquímicos do carbono e nitrogênio, tornando os ecossistemas aquáticos continentais, naturais ou de origem antrópica, bastante ativos na ciclagem global de nutrientes (Cole et al., 2007). O ciclo global do carbono pode ser subdividido em ciclo lento, representado pela sedimentação e mineralização, em que o carbono passa por uma série de reações químicas que podem demorar milhões de anos para acontecer entre rochas, solo, oceano e atmosfera e ciclo rápido, que é regido por processos opostos, a fotossíntese e a respiração (NASA, 2011). Em termos quantitativos, entre  $10^{13}$  a  $10^{14}$  gramas de carbono passam pelo ciclo lento do carbono por ano. Em comparação, emissões de origem antrópica são da ordem de  $10^{15}$  g.ano<sup>-1</sup> e do ciclo rápido,  $10^{16}$  a  $10^{17}$  g.ano<sup>-1</sup> (NASA, 2011). Dentro do ciclo global do nitrogênio, apesar do gás nitrogênio (N<sub>2</sub>) ser a molécula mais abundante na atmosfera, o nutriente nitrogênio só fica disponível para a maioria dos produtores primários na forma de amônia (NH<sub>3</sub>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Bernhard, 2010). A transformação em diversos estados de oxidação é uma das chaves para produtividade na biosfera e altamente dependente de microrganismos. As principais transformações são a nitrificação e formação de amônia que ocorrem na presença de oxigênio (O<sub>2</sub>) e desnitrificação e oxidação anaeróbia da amônia na ausência de oxigênio (Bernhard, 2010).

Dado o crescimento do setor de produção de organismos aquáticos e lacunas de informações sobre a dinâmica de GEE em sistemas de aquicultura e a importância destes sistemas na ciclagem de nutrientes, acreditamos ser

necessário buscar mais evidências, principalmente em ambientes tropicais e subtropicais, uma vez que regiões como Sudeste Asiático, América Central e América do Sul tem a maior representatividade para produção mundial na aquicultura (FAO, 2016). Além disso, essas regiões são apontadas como as com maior potencial para desenvolvimento da produção e maior diversidade de espécies-alvo. De forma complementar, além da descrição quantitativa da dinâmica de GEE em viveiros de cultivo, é preciso entender em quais condições de cultivo e manejo, emissões ou absorções podem variar. Hu et al. (2012) elencam alguns fatores que podem influenciar a emissão dos GEE na aquicultura, como por exemplo, as espécies cultivadas, que estão relacionadas com a demanda de mercado; o sistema utilizado, que pode ser muito variável em cada região e qualidade da água de cultivo e manejo utilizado, uma vez que a carga de nutrientes inserida no sistema de produção depende da fonte de água e do fornecimento de dieta comercial e pode afetar diretamente no cultivo dos organismos e também na geração de resíduos.

Dentro desse contexto, nós executamos dois experimentos independentes, nos quais aplicamos separadamente os conceitos de sistema multitrófico de aquicultura (IMTA – *Integrated Multitrophic Aquaculture*) e manipulação da razão carbono/nitrogênio e investigamos a dinâmica de emissão e absorção de GEE. O IMTA tem como conceito fundamental o uso de espécies de diferentes níveis tróficos e distribuição espacial com o objetivo de produzir essas mesmas espécies com mais eficiência (Nobre et al., 2010; Neori, et al., 2004). O conceito do IMTA é muito antigo, utilizado há milhares de anos por civilizações asiáticas através de tentativa e erro. Em busca por melhores manejos, novas tecnologias e práticas foram desenvolvidas pela indústria da aquicultura com o objetivo de aumentar a

eficiência e diminuir impactos. A integração de produção arraçoada com organismos filtradores, crustáceos e microalgas é extremamente benéfica para cadeia, com benefícios mútuos para os organismos, além de gerar uma diversificação econômica pela produção de outra cultura e aumento da rentabilidade por unidade cultivada (Chopin et al., 2001).

No Brasil, o uso de espécies exóticas em aquicultura tem sido a regra, sendo a tilápia (*Oreochromis niloticus*) a espécie mais produzida, seguida pelo tambaqui (*Colossoma macropomum*) que é nativa da Amazônia (Kubitza et al., 2012). Entretanto, o principal ponto com relação ao uso de espécies exóticas é de cunho ambiental e ecológico. O uso de espécies exóticas é prejudicial pelo fato de ocorrerem escapes durante a produção, liberando exemplares da própria espécie e seus parasitas para os corpos d'água (Naylor et al., 2001). Vitule et al. (2009) afirmam que a aquicultura é a principal fonte de inserção de espécies exóticas na natureza. Existe um questionamento acerca da naturalização de algumas espécies exóticas já produzidas (e.g. tilápias e carpas) como maneira de desenvolver a aquicultura continental no Brasil (Pelicice et al., 2014). Algumas espécies exóticas não possuem predadores naturais e competem por recursos com as espécies nativas de nichos semelhantes, podendo extinguir populações e causar impacto ambiental e ecológico irreversível (Lacerda et al., 2013). O Brasil possui uma das maiores biodiversidades do planeta, a maior reserva de água doce e grande número de ambientes costeiros. Esses fatores conferem ao Brasil um grande potencial para a aquicultura. A produção regional com suas particularidades, com espécies locais e em menor escala, são alternativas melhores e mais sustentáveis de produção (Pelicice et al., 2014).

Uma das chaves para o desenvolvimento de um cultivo integrado com sucesso é o cultivo de espécies nativas com valor de mercado e com rápido crescimento em vários períodos do ano e em diversos habitats (Chopin et al., 2001). Dessa maneira, em um dos experimentos, optamos pelo uso de espécies nativas do Brasil produzidas em IMTA. O lambari-do-rabo-amarelo (*Astyanax lacustris*) é uma espécie bastante produzida no estado de São Paulo e apresenta mercado promissor. A cadeia produtiva é baseada na venda de alevinos de 2 cm para engorda em outra fazenda ou na reprodução e engorda na mesma fazenda. Quando os peixes atingem de 5 a 12 cm são vendidos como iscas vivas ou pescado eviscerado para consumo humano (Silva et al., 2011). Já o camarão-da-amazônia (*Macrobrachium amazonicum*) é mais popular no norte do país e, pela ampla distribuição, tem grande potencial para cultivo, tanto para consumo humano como para o mercado de iscas vivas (Moraes Valenti e Valenti, 2010).

No outro experimento, optamos pelo uso de duas espécies exóticas – tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e camarão-da-malásia (*Macrobrachium rosenbergii*). É inegável que o cultivo da tilápia se espalhou por todo o Brasil, principalmente em reservatórios, onde é utilizado o cultivo em tanque rede. Muitas vezes, essa produção generalizada foi suportada por iniciativas governamentais (Pelicice et al., 2014). As duas espécies possuem o pacote tecnológico bem definido e apresentam sucesso na produção em IMTA (Marques et al., 2016; Uddin et al., 2006; Santos e Valenti, 2002). Apesar das questões levantadas anteriormente, com relação à produção de espécies exóticas, a tilápia continua sendo o principal produto da aquicultura brasileira. Nosso foco é a investigação sobre a dinâmica e fluxos de GEE na aquicultura. Portanto, nesse segundo experimento, nós utilizamos a manipulação da razão carbono/nitrogênio com o

objetivo de estimular o desenvolvimento inicial da comunidade bacteriana para degradação da fonte de carbono e, em seguida, o desenvolvimento da comunidade planctônica. Isso deveria aumentar a produtividade primária dos viveiros e a disponibilidade de dieta autóctone para as espécies cultivadas, o que justificaria a redução da oferta de dieta comercial a fim de otimizar a produção desses organismos e diminuir a geração de resíduos. Mais especificamente, nosso foco foi testar o efeito da manipulação da razão carbono/nitrogênio (C:N) nas emissões de GEE.

A manipulação da razão carbono/nitrogênio em viveiros pode afetar positivamente o desenvolvimento de organismos de menor nível trófico e a qualidade da água (Asaduzzaman et al., 2008). Por exemplo, para o cultivo integrado de *M. rosenbergii* e *O. niloticus*, houve um aumento de fitoplâncton, zooplâncton e macroinvertebrados no início do período de cultivo e sua diminuição graças ao consumo destes pelos organismos cultivados (Haque et al., 2015). O uso de farinha de milho, para manipulação da razão C:N associado ao substrato com perifíton aumentou o ganho de peso e sobrevivência em camarões em cultivo integrado com a tilápia, além da melhora da qualidade da água (Haque et al., 2015). Asaduzzaman et al. (2010) e Haque et al. (2015) testaram diferentes fontes de carbono orgânico de baixo custo, como amido de milho e farinha de milho, porém somente relacionado a qualidade de água e a produção dos organismos cultivados. A adição de uma fonte de carbono orgânica no sistema aumenta a disponibilidade de matéria orgânica disponível, devido a sua degradação por bactérias heterotróficas, que disponibilizam nutrientes para o desenvolvimento de fitoplâncton, zooplâncton e macroinvertebrados, principalmente após a adição da fonte de carbono (Haque et al., 2015).

## **Objetivos e estrutura da tese**

O objetivo geral deste trabalho foi investigar a dinâmica de fluxos de gases do efeito estufa em sistemas multitróficos e multiespaciais de aquicultura em região tropical. Por meio dos experimentos, nós mensuramos a emissão ou absorção dos GEE pelo sistema ao longo do ciclo de cultivo e apresentamos modelos que demonstram os possíveis reguladores da dinâmica destes gases. Dentro de cada experimento, levantamos questionamentos que nortearam o estudo e delineamento e perguntas específicas baseadas nas evidências atuais, levando a dois capítulos independentes.

### **CAPÍTULO 1: Neutralidade de fluxos de gases do efeito estufa em viveiros de aquicultura de região tropical**

Neste capítulo, redigido em formato de artigo científico, estudamos o efeito do uso do IMTA no fluxo de GEE. A pergunta central foi se o uso do IMTA afeta a dinâmica de gases do efeito estufa e se há variação no fluxo ao longo do tempo de cultivo. A nossa hipótese foi de que o monocultivo apresentaria maior emissão pelo fato de apresentar menor aproveitamento de recursos, deixando maior quantidade de matéria orgânica disponível para degradação.

### **CAPÍTULO 2: Efeito da biomanipulação da razão C:N nas emissões de GEE em sistema multitrófico e multiespacial**

Neste outro capítulo, também redigido em formato de artigo científico, apresentamos as informações e discutimos o uso da biomanipulação como ferramenta para otimização de recursos e seu efeito no fluxo de GEE. Neste

experimento, a pergunta central foi se o aumento da razão C:N e diminuição da dieta comercial afeta o fluxo de GEE ou se havia similaridade com o IMTA tradicional sobre as emissões e absorção de gases ao longo de um cultivo. Nossa hipótese foi de que os tratamentos com maior razão C:N apresentariam maior emissão no início do experimento, pelo rápido crescimento bacteriano e no fim do período de cultivo devido à biomassa gerada.

## Referências

- Asaduzzaman, M.; Wahab, M.A.; Verdegem, M.C.J.; Azim, M.E.; Haque, S.; Salam, M.A. C/N ratio control and substrate addition for periphyton development jointly enhance freshwater prawn *M. rosenbergii* production in ponds. *Aquaculture*, 280, 1-4, 117-123, 2008.
- Asaduzzaman, M.; Rahman, M.; Azim, M.E.; Islam, M.A.; Wahab, M.A.; Verdegem, M.C.J.; Varreth, J.A.J. Effects of C/N ratio and substrate addition on natural food communities in freshwater prawn monoculture ponds. *Aquaculture*, 306, 1-4, 127-136, 2010.
- Bastviken, D.; Cole, J.J.; Pace, M.; Tranvik, L. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, 4, GB4009, 2004.
- 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 Technology*, 44, 5450-5455, 2010.
- Bernhard, A. The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact. *Nature Education Knowledge* 3(10):25, 2010. In: <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-nitrogen-cycle-processes-players-and-human-15644632>
- Boyd, C.E.; Tucker, C.S. Pond aquaculture water quality management. Boston, Kluwer Academic Publishers, 1998.

- Boyd, C.E.; Tucker, C.S.; McNevin, A.; Bostick, K.; Clay, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. *Reviews in Fisheries Science* 15, 327-360, 2007.
- Boyd, C.E. Aquaculture ponds hold carbon. *Global Aquaculture Advocate*. Mar/Abr, 23-24, 2010.
- Boyd, C.E.; Wood, C.W.; Chaney, P.L.; Queiroz, J.F. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. *Environmental Pollution*, 158, 8, 2537-2540, 2010.
- Chopin, T.; Buschmann, A.H.; Halling, C.; Twell, M.; Kautsky, N.; Neori, A.; Kraemer, G.P.; Zertuche-González, J.A.; Yarish, C.; Neefus, C. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology*, 37, 6, 975-986, 2001.
- Cole, J.J.; Prairie, Y.T.; Caraco, N.F.; McDowell, W.H.; Tranvik, L.J.; Striegl, R.G.; Duarte, C.M.; Kortelainen, P.; Downing, J.A.; Middelburg, J.J.; Melack, J. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10, 1, 171-184, 2007.
- Datta, A.; Nayak, D.R.; Sinhababu, D.P.; Adhya, T.K. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of Eastern India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 129, 1-3, 228-237, 2009.
- David, F.S.; Proença, D.C.; Valenti, W.C. Nitrogen budget in integrated aquaculture systems with Nile tilapia and Amazon River prawn. *Aquaculture International*, doi:10.1007/s10499-017-0145-y (no prelo), 2017.
- Dean, W.E.; Gorham, E. Magnitude and Significance of Carbon Burial in Lakes, Reservoirs, and Peatlands. *Geology*, 26, 6, 535-538, 1998.
- Faria, F.A.M.; Jaramillo, P.; Sawakuchi, H.O.; Richey, J.E.; Barros, N. Estimating greenhouse gas emissions from future Amazonian hydroelectric reservoirs. *Environmental Research Letters*, 10, 12, 1-13, 2015.
- Food and Agricultural Organization (FAO). *The State of Food and Agriculture*.

- Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy, 1988.
- Food and Agricultural Organization (FAO). Estado mundial da pesca e aquicultura (SOFIA) Food and Agricultural Organization of the United Nations., Rome, Italy, 2016.
- Haque, M.R.; Islam, M.A.; Rhaman, M.M.; Shirin, M.F.; Wahab, M.A.; Azim, M.E. Effects of C/N ratio and periphyton substrates on pond ecology and production performance in giant freshwater prawn *M. rosenbergii* (De Man,1879) and tilápia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) polyculture system. *Aquaculture Research*, 46, 5, 1139-1155, 2015.
- Hu, M.; Chen, D.; Dahlgren, R.A. Modeling nitrous oxide emission from rivers: a global assesment. *Global Change Biology*, 22, 11, 3566-3582, 2016.
- Hu, Z.; Lee, J.W.; Chandran, K.; Kim, S.; Khanal, S.K. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission from aquaculture system: a review. *Environmental Science & Technology*, 46, 12, 6470-6480, 2012.
- Hu, Z., Lee, J.W., Chandran, K., Kim, S., Sharma,K., Brotto, A.C., Khanal, S.K. Nitrogen transformations in intensive aquaculture system and its implication to climate change through nitrous oxide emission. *Bioresource Technology*, 130, 314-320, 2013.
- International Panel of Climate Changes (IPCC). Climate change 2007: The Physical Science Basis. 2007.
- International Panel of Climate Changes (IPCC). Climate change 2013: The Physical Science Basis. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/#.UuJiBvRTuIU>. 2013.
- Kemenes, A.; Forsberg, B.R.; Melack, J.M. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysics Research Letters*, 34, 12, 1-5, 2007.
- Kubitza. F.; Campos, J.L.; Ono, E.A.; Istchuk, P.I. Panorama da Piscicultura no Brasil. Parte 2. Disponível em: <http://www.panoramadaaquicultura.com.br/novosite/?p=1861>. 2012.

Lacerda, A.C.F.; Yamada, F.H.; Antonucci, A.M.; Dias, M.T. Peixes produzidos e seus parasitos in: Pavanelli, G.C., Takemoto, R.M., Eoras, J.C. Parasitologia: Peixes de água doce do Brasil. Maringá, EDUEM, 2013.

LeQueré, C.; Raupach, M.R.; Canadell, J.G.; Marland, G. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2, 831-836, 2009.

Marotta, H.; Pinho, L.; Gudas, C.; Bastviken, D.; Tranvik, L.J.; Enrich-Prast, A. Greenhouse gas production in low-latitude lake sediments responds strongly to warming. *Nature climate change*, 4, 467- 470, 2014.

Marques, H.L.A.; New, M.B.; Boock, M.V.; Barros, H.P.; Mallasen, M.; Valenti, W.C. Integrated Freshwater Prawn Farming: State-of-the-Art and Future Potential, *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 24, 3, 264-293, 2016.

Moraes-Valenti, P.; Valenti, W.C. Culture of the Amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum*. In: New, M.B., Valenti, W.C. Tidwell, J.H., D'Abramo, L.R. Kutty, M.N. *Freshwater Prawns Biology and Farming*. Wiley-Blackwell, Oxford, 2010.

NASA. The Carbon Cycle. Disponível online: <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle/>. 2011.

NASA. Evidences, Climate change: How do we know? Disponível online: [climate.nasa.gov/evidence/](http://climate.nasa.gov/evidence/). 2016.

Naylor, R.L.; Williams, S.L.; Strong, D.R. Aquaculture – A gateway for exotic species. *Science*, 294, 5547, 1655-1656, 2001.

Neori, A.; Chopin, T.; Troell, M.; Buschmann, A.; Kraemer, G.; Halling, C.; Shpigel, M.; Yarish, C. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed bioinfiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231, 1-4, 361-391, 2004.

NOAA. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Disponível online: <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/full.html>. 2017.

- Nobre, A.M.; Ferreira, J.G.; Nunes, J.P.; Yan, X.; Bricker, S.; Corner, R.; Groom, S.; Gu, H.; Hawkins, A.J.S.; Hutson, R.; Lan, D.; Lencarte e Silva, J.D.; Pascoe, P.; Telfer, T.; Zhang, X.; Zhu, M. Assessment of coastal management options by means of multilayered ecosystem models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, 1, 43-62, 2010.
- Ohgaki, K.; Oki, Y.; Inaba, A. GHG emissions from an aquaculture system of freshwater fish with hydroponic plants. *Anais da 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, San Fransisco, USA*, 920-925, 2014.
- Palma-Silva, C.; Marinho, C.C.; Albertoni, F.E.; Giacomini, I.B.; Barros, M.P.F.; Furlanetto, L.M.; Trindade, C.R.T.; Esteves, F.A. Methane emissions in two small shallow neotropical lakes: the role of temperature and trophic level. *Atmospheric Environment*, 81, 373-379, 2013.
- Pathak, H.; Upadhyay, R.C.; Muralidhar, M.; Bhattacharyya, P.; Venkateswarlu, B. Measurement of Greenhouse Gas Emission from Crop, Livestock and Aquaculture. *Indian Agricultural Research Institute, New Delhi*, 2013.
- Pelicice, F.M.; Vitule, J.R.S.; Lima Junior, D.P.; Orsi, M.L.; Agostinho, A.A. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: The naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7, 1, 55-60, 2014.
- Preto, B.L.; Henares, M.N.P.; Kimpara, J.M.; Valenti, W.C. Greenhouse Emissions From Aquaculture. *Global Aquaculture Advocate*. Jan/Fev, 53-55, 2015.
- Raven, J.A.; Falkowski, P.G. Oceanic sinks for atmospheric CO<sub>2</sub>. *Plant, Cell and Environment*, 22, 6, 741-755, 1999.
- Santos, M.A.; Rosa, L.P.; Matvienko, B.; Santos, E.O.; Rocha, C.H.E.A.; Sikar, E.; Silva, M.B.; Junior, A.M.P.B. Emissões de gases de efeito estufa por reservatórios de hidrelétricas. *Oecologia Australis*, 12, 1, 116-129, 2008.
- Santos, M.J.M.; Valenti, W.C. Production of Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* and Freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* stocked at different densities in polyculture systems in Brazil. *Journal of the World Aquaculture Society*, 33, 3,

369-376, 2002.

Sikar, E.; Matvienko, B.; Santos, M.A.; Rosa, L.P.; Silva, M.B.; Santos, E.O.; Rocha, C.H.E.D.; Bentes Jr, A.P. Tropical reservoirs are bigger carbon sinks than soils. *Verhandlungen. Internationalen Verein Limnologie*, 30, 6, 838-840, 2009.

Silva, N.J.R.; Lopes, M.C.; Fernandes, J.B.K.; Henriques, M.B. Caracterização dos sistemas de criação e cadeia produtiva do lambari no estado de São Paulo, Brasil. *Informações econômicas*, 41, 9, 17-27, 2011.

Tranvik, L.J.; Downing, J.A.; Cotner, J.B. et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54, 6(parte 2), 2298-2314, 2009.

Uddin, S.; Azim, M.E.; Wahab, A.; Verdegem, M.C.J. The potential of mixed culture of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*) and freshwater giant prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) in periphyton-based systems. *Aquaculture research*, 37, 3, 241-247, 2006.

Vitule, J.R.S.; Freire, C.A.; Simberloff, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, 10, 1, 98-108, 2009.

Williamson, C.E.; Saros, J.E.; Vincent, W.F.; Smol, J.P. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54, 6 (parte 2), 2273-2282, 2009.

Yang, P.; He, Q.; Huang, J.; Tong, C. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. *Atmospheric Environment*, 115, 269-277, 2015.

## **Capítulo 1**

### **Neutralidade de fluxos de GEE em viveiros de aquicultura de região tropical**

## Neutralidade de fluxos de GEE em viveiros de aquicultura de região tropical

### Resumo

O objetivo deste estudo foi investigar o fluxo de gases do efeito estufa (GEE) em viveiros de criação de organismos aquáticos. Nós testamos se o uso de sistemas multitróficos e multiespaciais (IMTA), povoados com lambari-do-rabo-amarelo (*Astyanax lacustris*) e camarão-da-amazônia (*Macrobrachium amazonicum*) numa região tropical, altera o fluxo de gases do efeito estufa em comparação com um sistema de monocultivo de *A. lacustris*. Nós desenvolvemos um experimento em viveiros de fundo natural com três tratamentos e quatro réplicas: monocultivo (Tetra), IMTA livre (Free IMTA) e IMTA tanque rede (Cage IMTA). O experimento durou 68 dias, entre os meses de novembro e janeiro de 2016. Nós mensuramos os fluxos de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) por meio das metodologias difusiva e dissolvida. A média dos fluxos na metodologia difusiva foi de -8.93 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> para o CO<sub>2</sub>, -0.88 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> para o CH<sub>4</sub> e 1.78 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> para o N<sub>2</sub>O. A concentração de CO<sub>2</sub> variou de 0.0481 a 0.6668 mg.L<sup>-1</sup>, CH<sub>4</sub> de 0.0003 a 0.0053 mg.L<sup>-1</sup> e N<sub>2</sub>O de 0.0789 a 0.1177 mg.L<sup>-1</sup>. Nossos resultados indicam variação ao longo do tempo, com maior fluxo de GEE no início do experimento, diminuição ao longo do período de cultivo e tendência de neutralidade com relação a emissão de GEE no final do período experimental.

**Palavras-chave:** efeito estufa, sustentabilidade, *Astyanax*, IMTA

## Neutrality of GHG fluxes in tropical aquaculture ponds

### Abstract

The aim of this study was to investigate Greenhouse Gases (GHG) fluxes in aquaculture ponds. We tested if the use of Integrated Multi Trophic Aquaculture (IMTA) with Yellow tail tetra (*Astyanax lacustris*) and Amazon River prawn (*Macrobrachium amazonicum*) in a tropical environment changes the GHG flows in comparison with *A. lacustris* monoculture. We developed an experiment in earthen ponds with three treatments and four replications: monoculture (Tetra), two species free in the pond (Free IMTA) and fishes in cage and prawns free (Cage IMTA). Experiment ran 68 days between November and January 2016. We measured fluxes of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) with diffusive and dissolved methodologies. Mean of diffusive fluxes was -8.93 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> for CO<sub>2</sub>, -0.88 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> for CH<sub>4</sub> e 1.78 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> for N<sub>2</sub>O. Concentration of CO<sub>2</sub> oscillated between 0.0481 and 0.6668 mg.L<sup>-1</sup>, CH<sub>4</sub>: 0.0003 and 0.0053 mg.L<sup>-1</sup> e N<sub>2</sub>O: 0.0789 a 0.1177 mg.L<sup>-1</sup>. Our results indicate variations over time, with higher fluxes at the beginning of experiment, decreasing over the growing period and trend of neutrality regarding to the GHG emissions at the end of experimental period.

**Keywords:** greenhouse effect, sustainability, *Astyanax*, IMTA

### Introdução

Evidências incluem os ecossistemas aquáticos continentais como importantes compartimentos na ciclagem global de carbono e nitrogênio (Battin et al., 2008; Tranvik et al., 2009; Marotta et al., 2012). As fases atmosféricas dos ciclos globais de carbono e nitrogênio são predominantes, podendo ser modificada pela respiração, fotossíntese, decomposição e nitrificação/desnitrificação, que são os principais processos responsáveis por sua regulação em ambientes aquáticos (Battin et al., 2009, Townsend et al., 2011). Porém, não existe consenso sobre a função dos ambientes aquáticos em relação

às emissões de gases do efeito estufa (GEE). Alguns autores sugerem que muitos desses sistemas podem se comportar como sumidouros de carbono (Raven e Falkowski, 1999; LeQuéré et al., 2009; Sikar et al., 2009). Por meio de processos como a sedimentação e mineralização, grandes quantidades de carbono alóctone, principalmente da atmosfera, podem ser recicladas (Santos et al., 2008; Tranvik et al., 2009; Williamson et al., 2009). Entretanto, os sistemas aquáticos liberam GEE para a atmosfera quando as concentrações na água estiverem acima da saturação, (Cole et al., 1994; Richey et al., 2002; Bastviken et al., 2004, Marotta et al., 2014; Hu et al., 2016). Alguns estudos têm sugerido que a evasão de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e metano (CH<sub>4</sub>) na interface água-ar em rios, lagos e reservatórios representa relevante contribuição para ciclagem global de carbono, com participação na quantificação global de GEE (Battin et al., 2009; Buttman e Raymond, 2011).

Os sistemas de aquicultura podem ser importantes na dinâmica global dos GEE devido à grande área que ocupam. Esta é a atividade do setor produção de alimentos que mais cresce na atualidade. Estima-se um aumento global de 17% até o ano de 2025 em relação à produção de 2013 a 2015 (FAO, 2016). Até o presente não se conhece se os sistemas aquícolas funcionam como fontes ou sumidouros de GEE. Apesar de gerar resíduos como outras atividades antrópicas (Boyd et al., 2007), com o manejo adequado, a aquicultura pode absorver GEE da atmosfera (Boyd, 2010, Boyd et al., 2010). Os sistemas de criação atuais apresentam uma tendência de se comportar como sumidouros, pelo fato de acumularem matéria orgânica no sedimento (Boyd et al., 2010). Além disso, a utilização de água eutrófica e hipereutrófica na aquicultura permite o rápido desenvolvimento de organismos menor nível trófico, como o fitoplâncton (Boyd e Tucker, 1998), que por meio do processo de fotossíntese também são capazes de retirar grandes quantidades de dióxido de carbono da atmosfera (Falkowski et al., 2000, Rivkin e Legendre, 2001).

Os estudos sobre as trocas de gases nos sistemas aquícolas são recentes e, em sua maioria, realizados em ambientes de clima temperado (Hu et al., 2012; Hu et al., 2013; Ohgaki et al., 2014). Os principais países produtores de organismos aquáticos por cultivo estão nas regiões tropicais e subtropicais, principalmente nos países em desenvolvimento. Nestes, a expectativa de

crescimento da produção aquícola é de mais de 50% até 2025 (FAO, 2016). Dessa maneira, o conhecimento da dinâmica dos GEE nestas regiões apresenta importantes lacunas e seus impactos e contribuição para o efeito estufa se mostram de muita importância devido às condições de temperatura, incidência solar e precipitação, que são diferentes das zonas temperadas (Luysaert et al., 2007). Além disso, os dados obtidos nas análises de dinâmica de GEE podem ser usados em indicadores e índices de sustentabilidade (Valenti et al., 2011, Kimpara et al., 2012; Proença, 2013), em análise de ciclo de vida (Santos et al., 2015) ou emergética (Cooper et al., 2011). Ainda, existe uma demanda mundial atual crescente por produtos produzidos de maneira orgânica e sustentável no cenário mundial (Marques et al., 2016) e as análises supracitadas podem ajudar a qualificar os produtos oriundos da aquicultura dentro desta categoria.

Fatores como o manejo, qualidade da água e características físicas e químicas do sistema de cultivo podem influenciar a emissão de GEE (Hu et al., 2012). Além disso, estes fatores podem variar de acordo com a região e das espécies cultivadas, que são definidas pelo interesse no mercado. Nos últimos anos, o uso de sistemas integrados vem crescendo na aquicultura tropical, principalmente com espécies de peixes (Zimmermann et al., 2010). Os sistemas do tipo Integrated Multi Trophic Aquaculture (IMTA) utilizam duas ou mais espécies de diferentes níveis tróficos e distribuição espacial, buscando maior eficiência e aproveitamento dos recursos oferecidos e diminuição dos resíduos (Nobre et al., 2010, Neori et al., 2004).

Em vários países, tais como no Brasil, há predomínio do uso de viveiros escavados com a utilização de sistemas de monocultivo, principalmente para espécies nativas (Kubitza, 2012). No caso da tilápia, que é a espécie de peixe mais produzida no Brasil, totalizando 43% da produção nacional, o uso de tanques-rede principalmente em reservatórios de hidrelétricas é predominante (Brabo et al., 2016). O uso de uma espécie exótica acrescenta mais um tipo de impacto de cunho ecológico e ambiental, i.e., ocorrência de escapes com liberação de animais e seus parasitas nos corpos d'água associados às propriedades produtoras. Estas espécies podem se adaptar aos ambientes naturais, onde geralmente não tem predadores, competindo com as nativas de nicho semelhante, podendo dizimar populações e impactar ecossistemas

(Lacerda et al., 2013, Vitule et al., 2009). O Brasil, possui grande diversidade de organismos aquáticos e a maior disponibilidade de água doce superficial do mundo. Portanto, existe um enorme potencial para desenvolvimento da aquicultura com espécies nativas, que podem ser combinadas em sistemas integrados.

Dentro desse contexto, nós desenvolvemos um experimento comparando a dinâmica de emissão GEE no sistema de monocultivo e duas variações de IMTA. Nós optamos pelo uso de espécies nativas, com objetivo de gerar informação sobre o cultivo destas duas espécies produzidas de forma integrada. Nosso objetivo central foi testar se a emissão de GEE em sistema de monocultivo é maior que nos tratamentos de cultivo integrado. Nós esperávamos maior emissão de GEE em sistemas de monocultivo, pois nestes há menor aproveitamento de recursos e, portanto, maior quantidade de matéria orgânica disponível para degradação microbiana. Além disso, nós investigamos a variação na emissão de GEE ao longo do período experimental com o objetivo de identificar momentos ao longo do cultivo quando potencialmente podem ser tomadas medidas com relação ao manejo para ocorrer mitigação de acordo com a emissão. É importante ressaltar que diferente de outros trabalhos em aquicultura, em que as evidências disponíveis até o momento são oriundas de compilações de outros trabalhos e medidas indiretas, o nosso trabalho foi totalmente baseado em mensuração direta dos fluxos.

## **Material e Métodos**

### **Delineamento experimental**

Nós conduzimos um experimento com 68 dias de duração em viveiros escavados de fundo natural, com área de 0,01 ha e profundidade média de 1 m, em região tropical (Jaboticabal, sudeste brasileiro, 21°14' 29.5" S 48°17' 26.0" W). Os viveiros foram povoados com camarão-da-amazônia (*Macrobrachium amazonicum*) e lambari-de-rabo-amarelo (*Astyanax lacustris*) na densidade 30 animais.m<sup>-2</sup>. Nós utilizamos um delineamento inteiramente aleatório, com quatro réplicas dos seguintes tratamentos: monocultivo (Tetra), povoado somente com peixes da espécie *A. lacustris*; policultivo livre (Free-IMTA), povoado com a

mesma espécie de peixe em conjunto com o *M. amazonicum*, ambos livres; e policultivo com hapas (Cage-IMTA), povoado com as mesmas espécies do anterior, porém com os peixes contidos em hapas de aproximadamente 5 m<sup>3</sup>. A alimentação foi feita diariamente em 2 horários, 10:00 e 17:00, com dieta comercial com 32% de PB somente para os peixes. O cultivo foi conduzido sem renovação de água, somente com reposição por perdas de infiltração e evaporação.

### **Mensuração dos gases**

Nós mensuramos quinzenalmente, nos períodos diurno (15h00) e noturno (22h00), a dinâmica dos gases CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>, utilizando metodologia adaptada de Matvienko (2001). Nós utilizamos, ao longo do trabalho, o termo coleta para expressar as amostragens ao longo do tempo, que são representadas pelos dias após a estocagem dos animais em que a amostragem foi realizada (15, 30, 45 e 60 dias). Nós fizemos a amostragem do fluxo de gases por difusão (ou emanção), que consiste em quantificar a taxa de difusão molecular pela interface água-ar, dos gases dissolvidos na água e presentes na atmosfera. Para isso, nós utilizamos uma câmara de difusão com volume de 1 litro. Após a instalação da câmara na superfície da água dos viveiros foram retiradas amostras em 4 tempos distintos pré-determinados (0, 1, 2 e 4 minutos). Com esses dados foi feito um gráfico de concentração do gás na amostra ao longo do tempo foi feito, determinando uma equação de um modelo linear, em que o coeficiente angular quantifica a taxa de emissão ou absorção do gás da interface água-ar para câmara. Os resultados foram apresentados com sinal negativo para representar a absorção do gás da atmosfera pelo viveiro e com valores positivos para representar a emissão do gás para a atmosfera. Além disso, nós medimos também a concentração dos mesmos gases dissolvidos na água. O cálculo da concentração foi realizado de acordo com o método do *headspace*, que é sensível para determinar compostos em baixas concentrações (Matvienko et al., 2001). A principal característica dessa metodologia é a possibilidade da determinação de componentes voláteis da amostra de forma direta. Foi retirada uma amostra da água com volume de 42 ml. A essa amostra juntou-se o gás (argônio) que é inerte. Após agitação manual por 2 minutos, para que os gases presentes na

água se misturassem ao gás adicionado, retirou-se amostras da região do *headspace* do frasco contendo a mistura. As amostras de ambas as metodologias foram armazenadas em *vials* próprios para amostras gasosas e condicionados em caixas escuras. Após análise em cromatografia gasosa com detector FID (*Flame Ionization Dectector* – Shimadzu GC-2014) para CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> e ECD (*Eletron Capture Detector* – Shimadzu) para N<sub>2</sub>O nós quantificamos os gases em cada amostra e fizemos transformações relacionadas às unidades. Os dados de interesse são expressos em mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> para a amostragem por difusão e mg.L<sup>-1</sup> para a concentração de gases dissolvidos na água. Oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água e do ar e pressão atmosférica foram monitorados nos dias de coleta por meio de sonda multiparâmetros YSI Pro plus (Yellow Springs Instruments, Yellow Springs, OH, USA).

### **Análises dos dados**

Na primeira abordagem, nós utilizamos modelos generalizados mistos para testar o efeito dos tratamentos e do período na variação dos fluxos de GEE. Nós seguimos a abordagem descrita em Zuur et al. (2009). Nossos modelos tinham como variável resposta um dos GEE e como variáveis preditoras fixas o tratamento e o período (coleta). Como nós realizamos as medidas ao longo do tempo e de dia e de noite nos mesmos viveiros, nossos modelos tinham um componente aleatório com o tempo e o período do dia em que a coleta foi feita. Esse componente aleatório permitia que as relações entre a variável resposta e as variáveis preditoras pudessem variar no tempo. Essa abordagem é similar à análise com medidas repetidas. Nós comparamos o desempenho desses modelos complexos com variações mais simples dos mesmos: 1) modelo com componente fixo (tratamento e coleta) e com coleta e o período do dia no componente aleatório; 2) modelo com componente fixo (tratamento e coleta) e apenas com a coleta no componente aleatório; 3) modelo com componente fixo e sem componente aleatório; 4) modelo apenas com o intercepto, ou seja, sem variáveis preditoras. Nós comparamos esses modelos através do critério de Akaike (AIC). Segundo esse critério, quanto mais baixo o valor gerado para o modelo dentro da análise, melhor é aquele modelo em relação aos outros. Os modelos selecionados foram também examinados em relação aos valores de *P* das

comparações entre modelos. Essas análises foram realizadas com o auxílio do pacote lme (Bates et al. 2012), do programa R.

Numa segunda abordagem, nós utilizamos uma análise de componentes principais (PCA, Legendre e Legendre, 1998) para entender as inter-relações entre as variáveis e explorar padrões visuais da emissão de GEE em relação aos tratamentos e ao tempo. Nós preparamos dois “biplots” para representar os resultados da PCA, um deles diferenciando os tratamentos e o outro diferenciando os períodos. Os dados foram padronizados (média = 0 e desvio padrão = 1) antes da análise. Para essa análise, nós utilizamos a função rda, do pacote vegan (Oksanen et al. 2013), do programa R (R Core Team 2013).

## Resultados

A temperatura diária do ar durante as amostragens variou de 25.5 a 32 °C entre todos os viveiros, enquanto a temperatura da água nos viveiros variou de 27.4 a 32.2 °C. Durante o experimento, o meio permaneceu sempre alcalino, com pH médio de 8.65 ao longo de todo experimento, variando de 7.09 a 9.31. A concentração de oxigênio dissolvido variou de 4.68 a 18.37 mg.L<sup>-1</sup>, com média de 9.85 mg.L<sup>-1</sup> durante todas as amostragens. Houve uma diminuição do oxigênio no tempo 45 dias, em relação as outras três coletas. Os dados referentes as médias das variáveis monitoradas ao longo do experimento estão expressas na tabela 1.

**Tabela 1.** Médias e desvio padrão das variáveis físicas e químicas durante o experimento. Os dados estão agrupados por coleta (quinzenal). Valores mínimos e máximos estão expressos entre parênteses.

Coleta (dias)	Variáveis físicas e químicas			
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temperatura ar (°C)	Temperatura água (°C)
<b>15</b> <b>(N=12)</b>	10.49 ± 1.59 (9.09 - 14.44)	8.54 ± 0.12 (8.38 - 8.90)	27.7 ± 1.2 (26.5 - 28.9)	30.5 ± 1.0 (29.0 - 32.2)
<b>30</b> <b>(N=12)</b>	10.44 ± 1.51 (7.55 - 13.84)	8.67 ± 0.31 (8.18 - 9.18)	27.9 ± 0.5 (27.0 - 28.5)	29.9 ± 0.6 (29.2 - 30.7)
<b>45</b> <b>(N=12)</b>	6.48 ± 0.62 (5.20 - 7.42)	8.72 ± 0.46 (7.09 - 9.31)	29.0 ± 3.1 (26.0 - 32.0)	30.8 ± 1.1 (27.4 - 31.9)
<b>60</b> <b>(N=12)</b>	11.98 ± 3.33 (4.68 - 18.37)	8.67 ± 0.20 (8.34 - 8.99)	26.5 ± 1.0 (25.5 - 27.5)	29.6 ± 0.3 (28.8 - 30.1)

Houve grande variação nos fluxos de todos os gases durante as três primeiras coletas. O fluxo de CO<sub>2</sub> apresentou os maiores valores, comparado aos outros gases: variou de -661 a 1068 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> durante o período experimental, com fluxo médio de  $-8.93 \pm 230.32$  mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. O fluxo de CH<sub>4</sub> foi o menor entre os gases amostrados, variando de -31.41 a 9.70 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, com valor médio de  $-0.88 \pm 4.48$  mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Um resultado interessante aqui foi a presença de valores negativos indicando absorção deste gás, que em geral é formado a partir da degradação de matéria orgânica em ambiente anóxico, situação que não ocorreu neste estudo (Tabela 1). O N<sub>2</sub>O variou de -83.73 a 77.17 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> durante o período experimental, com valor médio  $1.78 \pm 15.87$  mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Os dados das médias dos fluxos observados em todo experimento, agrupados por coletas, são mostrados na tabela 2. Nós observamos não somente grande variação no início do experimento com sua diminuição ao final do mesmo, mas a grande variação entre os viveiros, inclusive dentro do mesmo tratamento (desvio padrão na tabela 2).

**Tabela 2.** Valores máximos e mínimos, médias e desvio padrão (D.P.) dos fluxos de GEE por difusão. Os valores foram agrupados por coleta; tratamentos não estão sendo discriminados (N=12).

<b>CO<sub>2</sub> mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup></b>				
<b>Coletas(dias)</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>	<b>Média</b>	<b>D.P.</b>
15	1068.00	-354.39	21.10	303.61
30	286.99	-498.76	-57.20	200.36
45	1042.86	-661.00	-2.83	287.19
60	47.34	-102.49	-7.36	34.07

<b>CH<sub>4</sub> mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup></b>				
<b>Coletas</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>	<b>Média</b>	<b>D.P.</b>
15	9.70	-9.02	0.61	5.2
30	3.40	-31.41	-3.02	6.49
45	2.11	-5.13	-0.87	1.81
60	0.32	-1.02	-0.15	0.32

<b>N<sub>2</sub>O mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup></b>				
<b>Coletas</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>	<b>Média</b>	<b>D.P.</b>
15	77.17	-83.73	6.30	28.24
30	27.85	-5.38	3.36	7.46
45	19.42	-31.80	-0.76	9.66
60	8.38	-18.03	-1.79	7.11

Nossos modelos indicaram que não houve efeito dos diferentes tratamentos na emissão dos GEE (tabela 3). Em todas as comparações, o modelo nulo (M4), contendo apenas o intercepto e sem variáveis preditoras, sempre apresentou menor valor de AIC (tabela 3). Isso mostra que nenhum outro modelo foi melhor que o modelo nulo. Ou seja, não houve efeito do tratamento nem do tempo sobre os fluxos de GEE. O segundo melhor modelo, para todos os gases, foi o modelo contendo apenas o componente fixo (tratamento e coleta; M3). Ao analisar a significância das relações parciais, efeitos isolados e suas interações, encontramos que apenas para CO<sub>2</sub> houve valores de P significativos – coleta tempo 30 (t: -2.24, P: 0.02) e interação entre tratamento Cage-IMTA e coleta tempo 30 (t: 2.38, P: 0.01), ou seja, o tratamento Cage-IMTA apresentou fluxo de CO<sub>2</sub> maior do que o tratamento Tetra, no tempo 30.

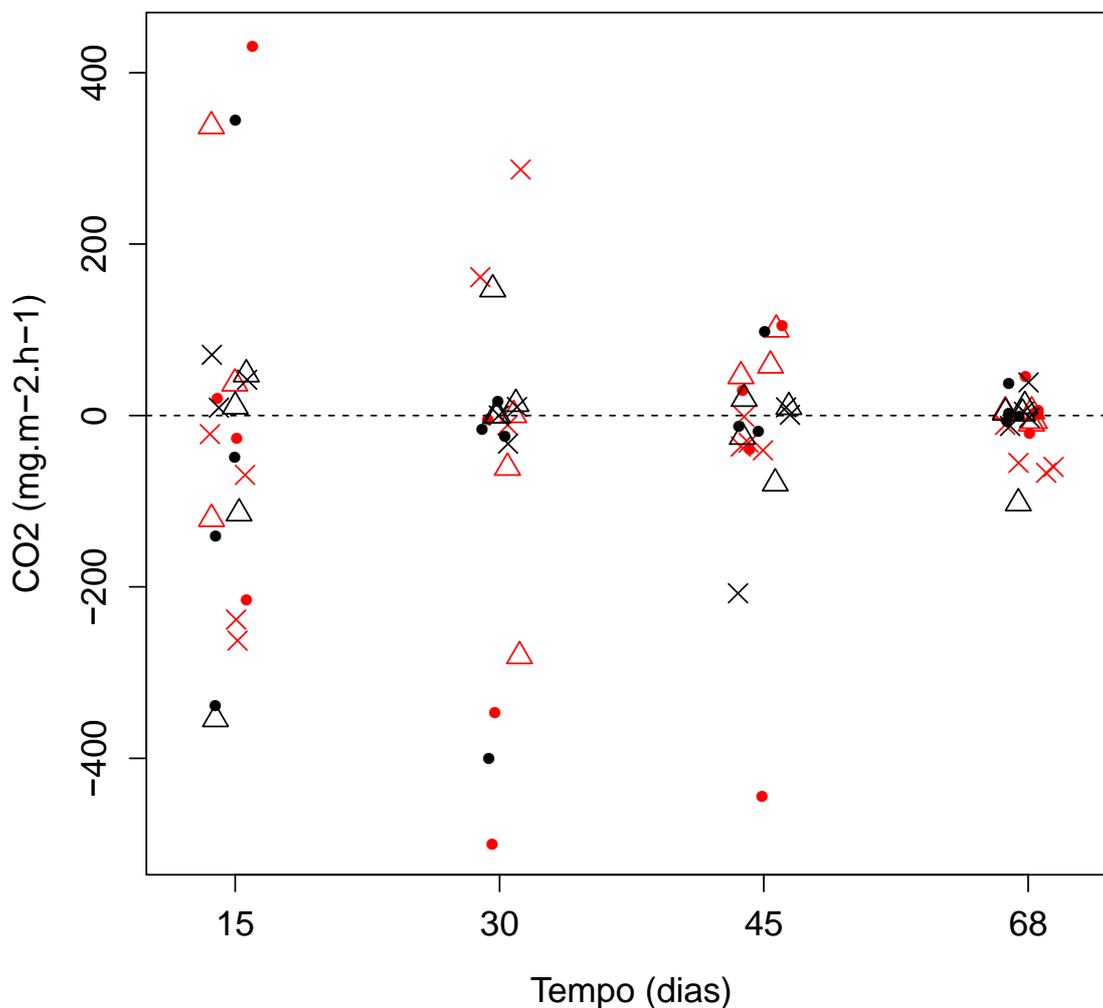
**Tabela 3.** Resultados da comparação de modelos através de critério de Akaike (AIC) e razão de verossimilhança (RV) para os diferentes gases de efeito estufa. **M1:** modelo mais complexo, com componente fixo (tratamento e coleta) e com o período do dia em cada coleta no componente aleatório; **M2:** modelo com componente fixo (tratamento e coleta) e apenas com a coleta no componente aleatório; **M3:** modelo com componente fixo (tratamento e coleta) e sem componente aleatório; **M4:** modelo apenas com o intercepto, ou seja, sem variáveis preditoras.

Gases	Modelos	G.L.	AIC	Teste	RV	P
N <sub>2</sub> O	<b>M1</b>	15	1430.9			
	<b>M2</b>	14	1431.3	1 vs 2	2.45	0.118
	<b>M3</b>	13	1429.3	2 vs 3	0	1
	<b>M4</b>	3	1418.5	3 vs 4	9.124	0.52
CO <sub>2</sub>	<b>M1</b>	15	1934.3			
	<b>M2</b>	14	1932.3	1 vs 2	0	1
	<b>M3</b>	13	1930.3	2 vs 3	0	1
	<b>M4</b>	3	1923.8	3 vs 4	13.45	0.2
CH <sub>4</sub>	<b>M1</b>	15	1183.3			
	<b>M2</b>	14	1181.3	1 vs 2	0.001	0.969
	<b>M3</b>	13	1179.3	2 vs 3	0	1
	<b>M4</b>	3	1170.4	3 vs 4	11.128	0.348

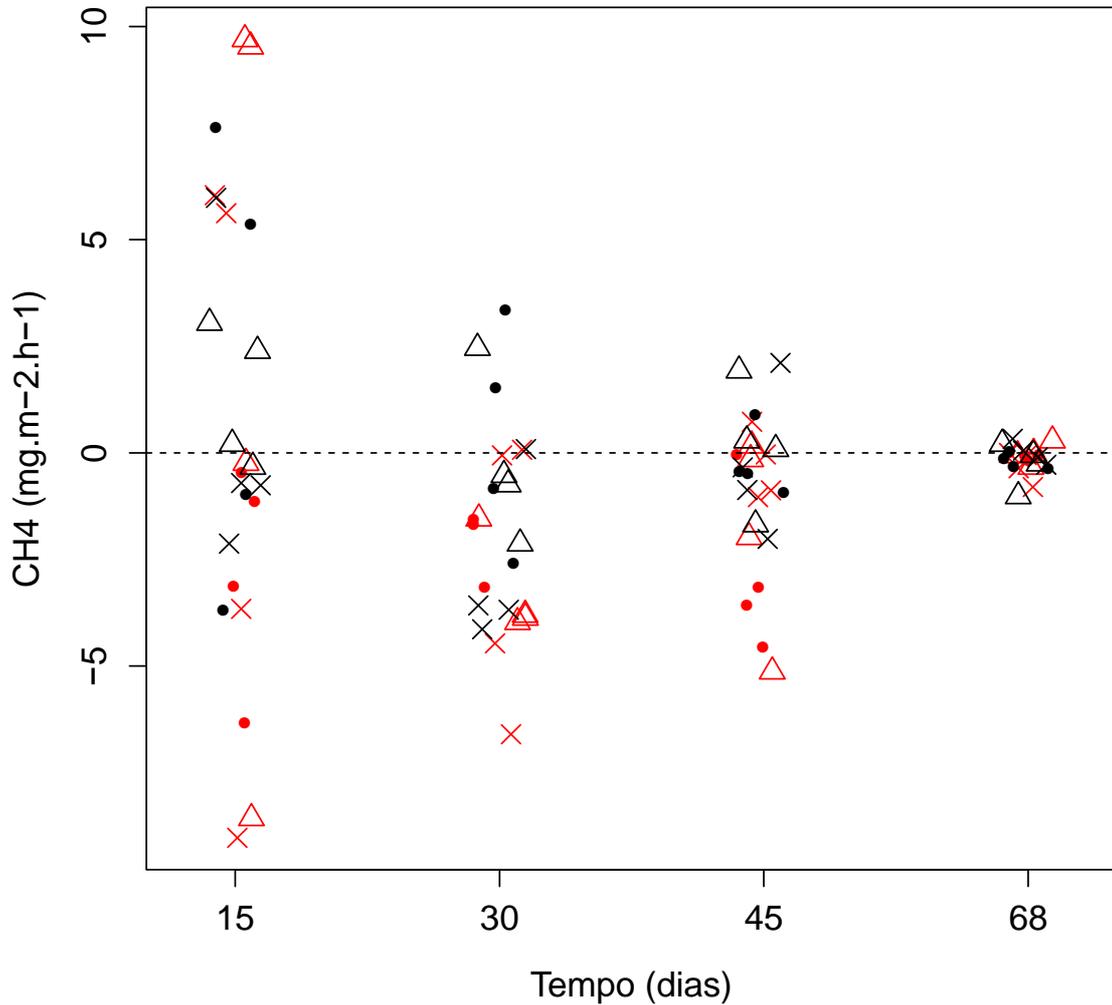
Apesar da ausência de efeitos estatísticos claros, todos os viveiros apresentaram o mesmo padrão de variação ao longo do tempo, com fluxos positivos e negativos altos no início do experimento e forte diminuição e estabilização no final do período experimental (Figuras 1, 2 e 3). Nós observamos mais valores negativos (destacados em vermelho; Figura 1, 2 e 3) em todos os tratamentos, principalmente nas três primeiras coletas, indicando absorção durante o dia. A análise gráfica sugere que nós não encontramos efeito do tempo nas emissões por que houve muita variação dentro de cada coleta.

Novamente, o dióxido de carbono apresentou os maiores fluxos entre os 3 gases medidos e uma tendência de absorção após o tempo – valores médios

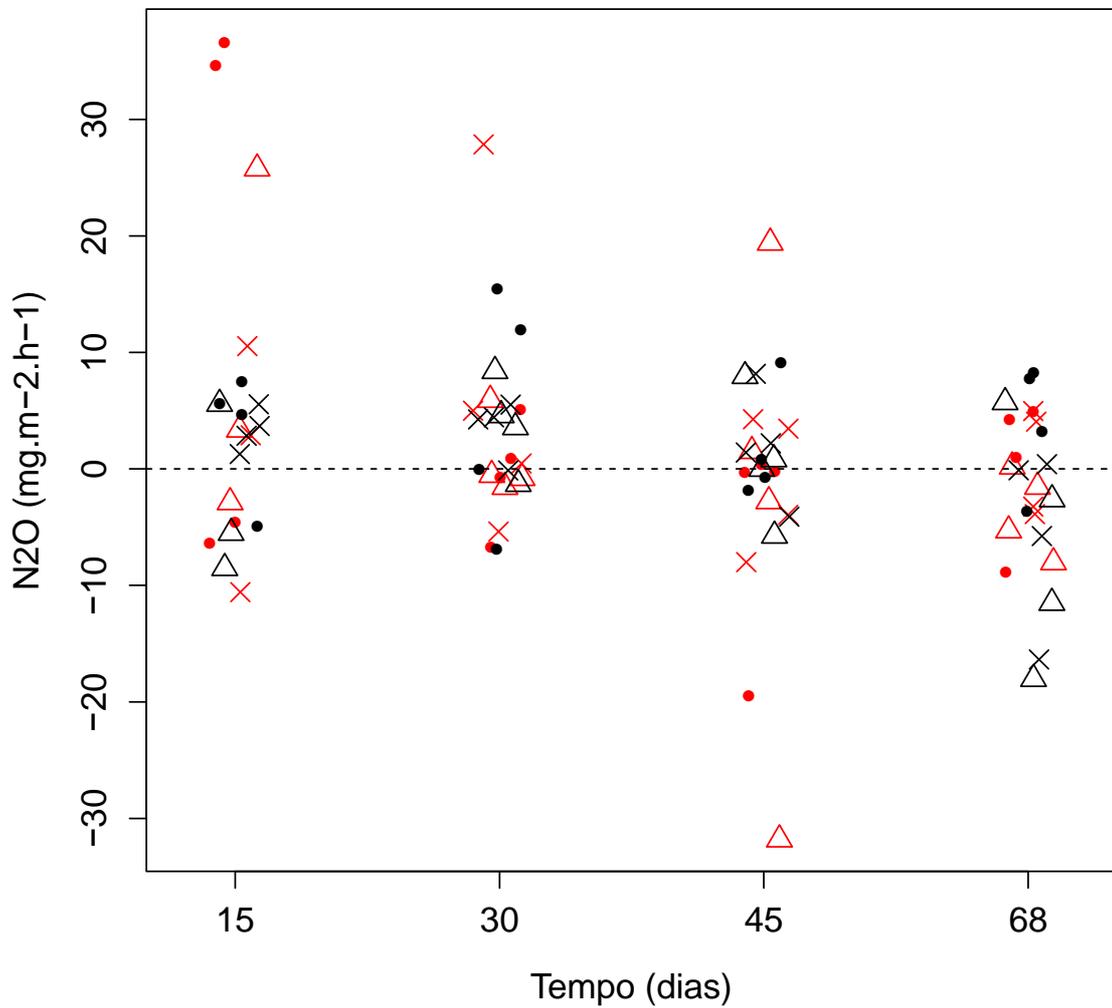
negativos (Tabela 1). A tendência de absorção também apareceu para o metano após o tempo 30 e para o óxido nitroso a partir do tempo 45.



**Figura 1.** Dispersão dos dados de difusão de dióxido de carbono (em mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>) ao longo do período experimental (1 a 4 correspondem as amostragens de 15 a 68 dias). Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento Cage-IMTA; X indica tratamento FREE-IMTA.

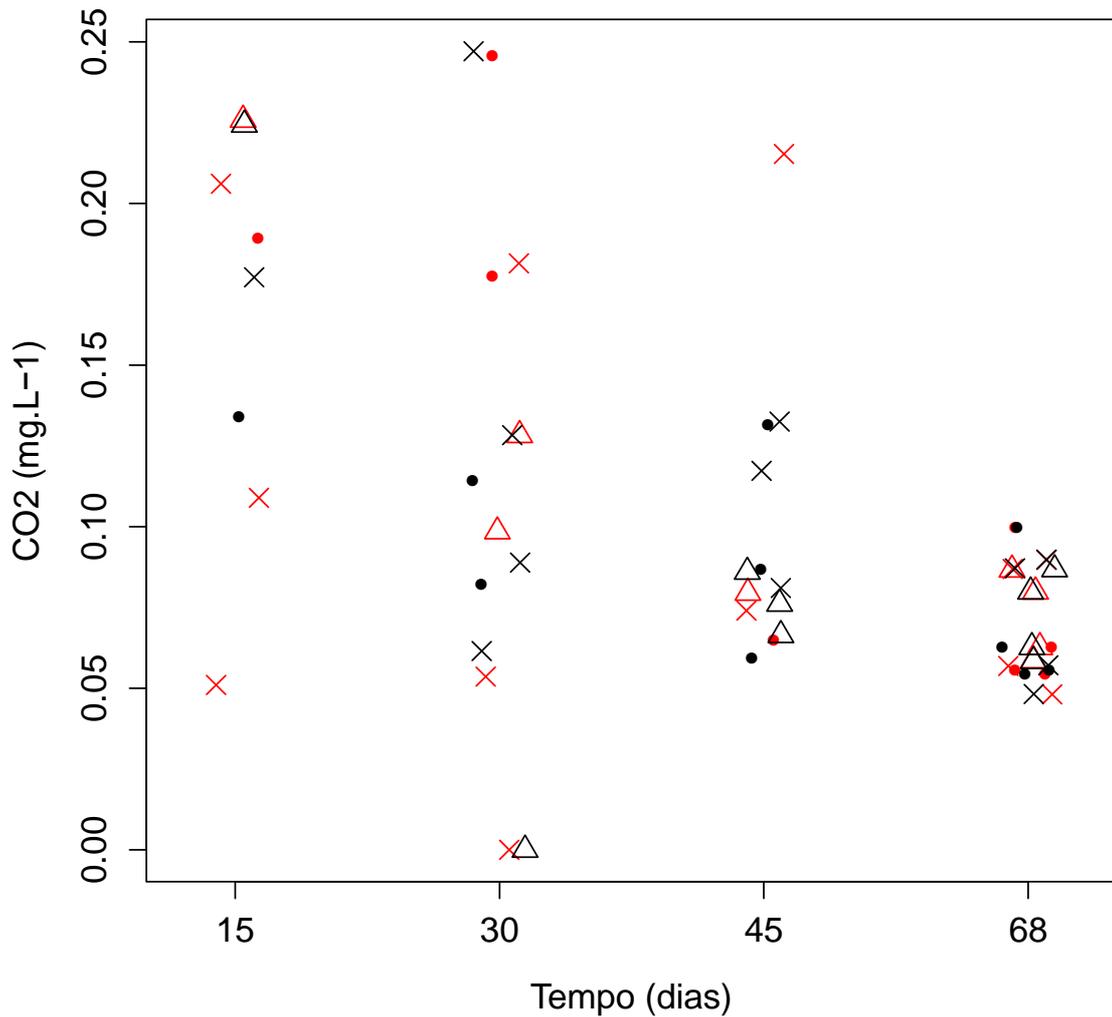


**Figura 2.** Dispersão dos dados de difusão de metano (em mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>) ao longo do período experimental (1 a 4 correspondem as amostragens de 15 a 68 dias). Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento Cage-IMTA; X indica tratamento FREE-IMTA.

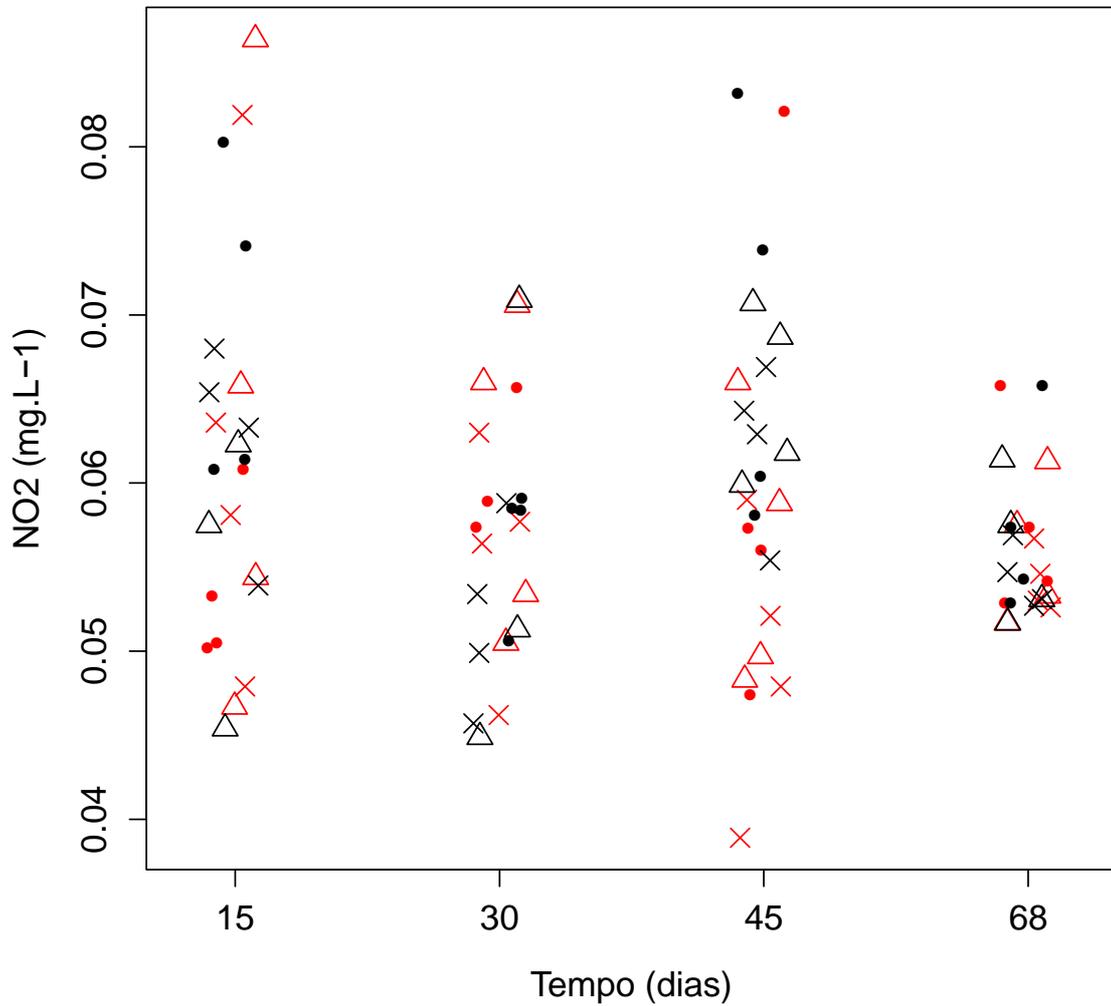


**Figura 3.** Dispersão dos dados de difusão de óxido nitroso (em mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>) ao longo do período experimental (1 a 4 correspondem as amostragens de 15 a 68 dias). Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento Cage-IMTA; X indica tratamento FREE-IMTA.

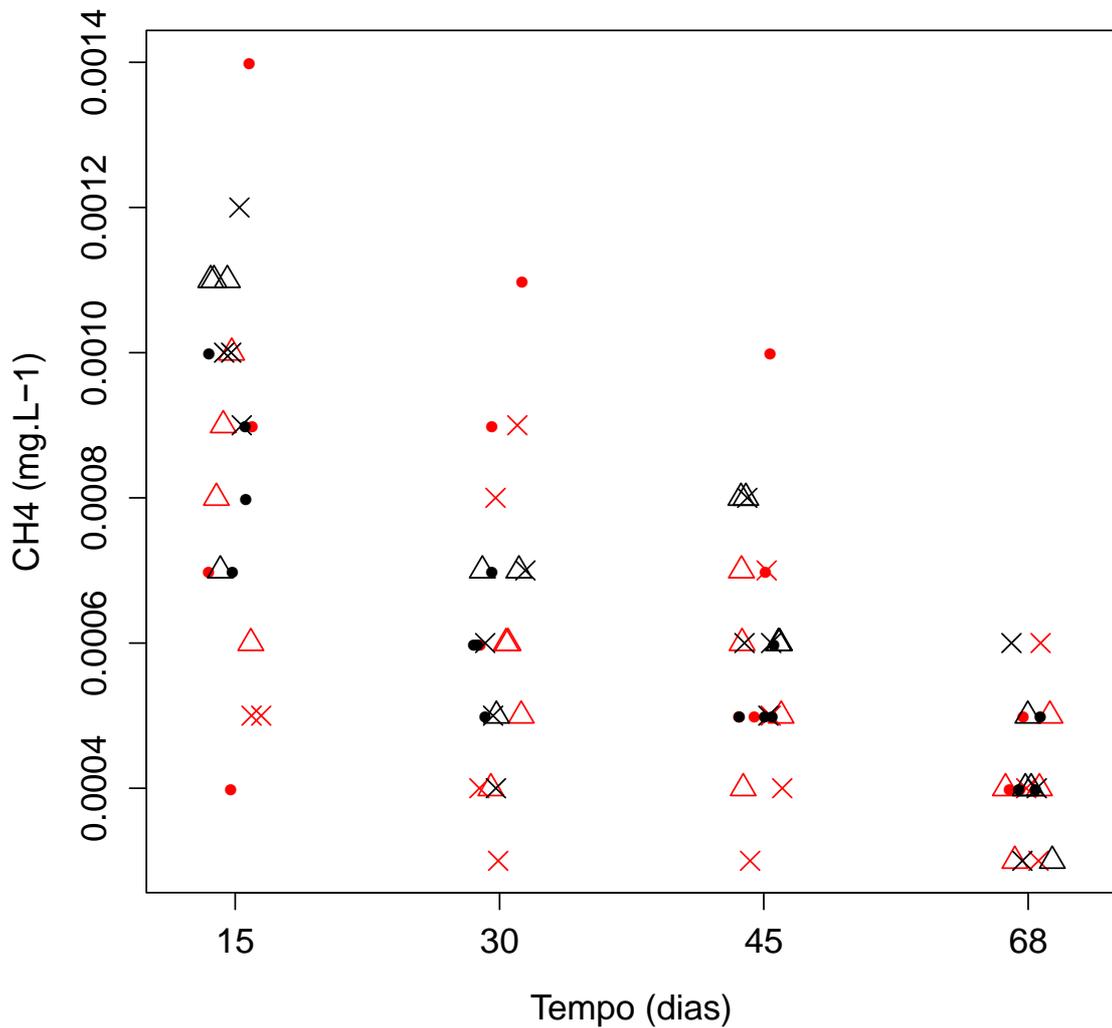
Os dados dos gases dissolvidos na água acompanham o padrão de grande variação no início do experimento com diminuição ao longo do cultivo (Figuras 4, 5 e 6). A concentração de CO<sub>2</sub> variou de 0.0481 a 0.6668 mg.L<sup>-1</sup>, com média de 0,1235 ± 0.1223 mg.L<sup>-1</sup>; CH<sub>4</sub> variou de 0.0003 a 0.0053, com média de 0.0007 ± 0.0005 mg.L<sup>-1</sup>; N<sub>2</sub>O variou de 0.0389 a 0.1177, com média de 0.06 ± 0.0108 mg.L<sup>-1</sup>. Parece ocorrer uma diminuição da concentração de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> dissolvidos na água a partir da análise das figuras 4 e 6, porém devido à grande variação dos dados, não há diferença nas médias.



**Figura 4.** Dispersão dos dados de concentração de dióxido de carbono dissolvido (em mg.L<sup>-1</sup>) ao longo do período experimental (1 a 4 correspondem as amostragens de 15 a 68 dias). Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento FREE-IMTA; X indica tratamento Cage-IMTA.

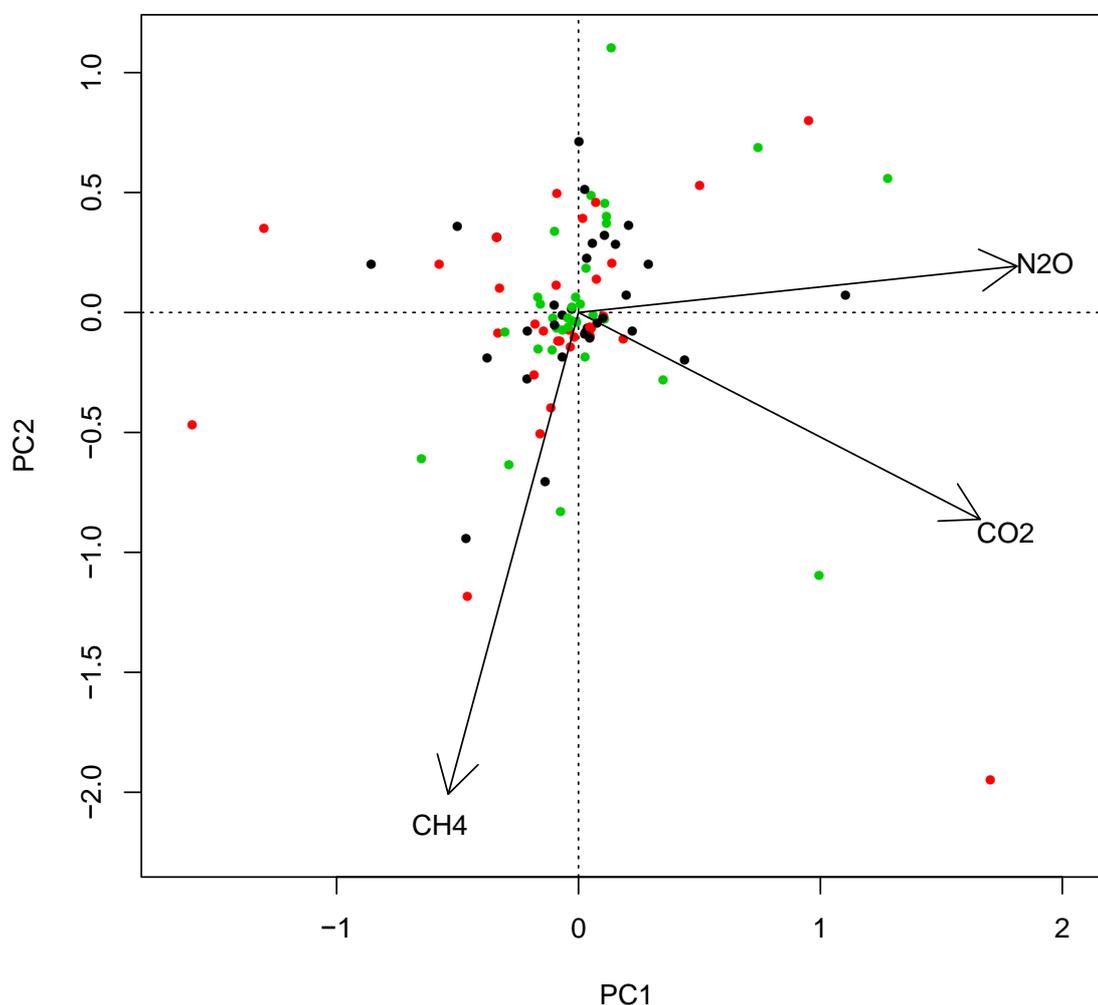


**Figura 5.** Dispersão dos dados de concentração de oxido nitroso dissolvido (em mg.L<sup>-1</sup>) ao longo do período experimental (1 a 4 correspondem as amostragens de 15 a 68 dias). Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento FREE-IMTA; X indica tratamento CAGE-IMTA.



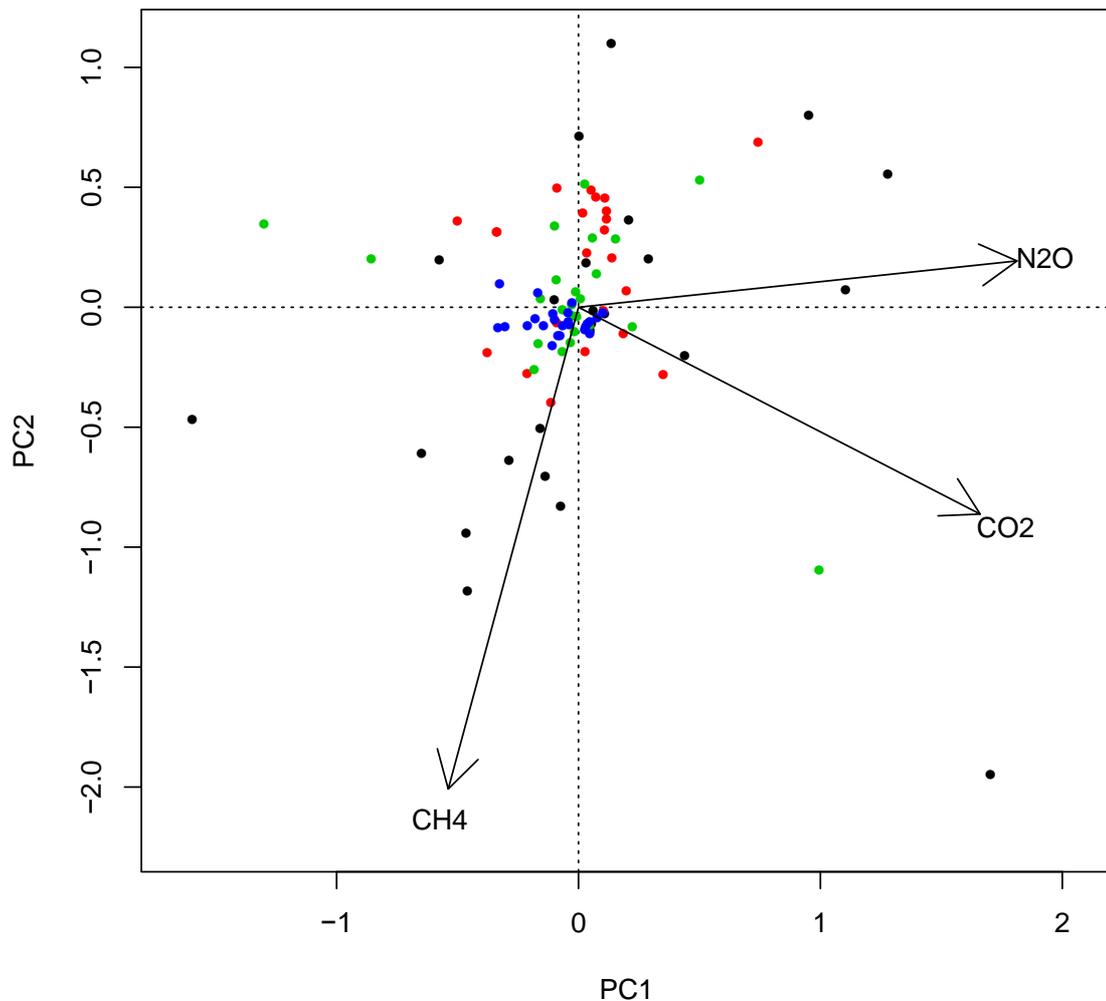
**Figura 6.** Dispersão dos dados de concentração de metano dissolvido (em mg.L<sup>-1</sup>) ao longo do período experimental (1 a 4 correspondem as amostragens de 15 a 68 dias). Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Tetra; triângulo aberto indica tratamento Free-IMTA; X indica tratamento Cage-IMTA.

A análise de componentes principais (PCA) corroborou que não existiu um padrão na variação dos dados de acordo com os tratamentos (Figura 7), mas sim uma diminuição na variação ao longo do tempo (Figura 8). O primeiro eixo da PCA expressou um gradiente de variação de  $\text{CO}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , enquanto que o segundo eixo representou um gradiente de variação do metano. Os dois primeiros eixos capturaram 79% da variação dos dados.



**Figura 7.** Análise de componentes principais destacando os tratamentos. Os dois primeiros componentes capturaram 79% da variação dos dados. Cores indicam os tratamentos. Verde = monocultivo de lambaris (Tetra); Preto = policultivo livre (Free-IMTA); Vermelho = policultivo em tanque rede (Cage-IMTA).

Quando analisamos os dados com relação às coletas, novamente observamos um padrão de maior variação na primeira coleta, com os dados mais dispersos e pouca variação na última coleta, com os dados agrupados próximo a 0 (Figura 8).



**Figura 8.** Análise de componentes principais destacando os tempos. Os dois primeiros componentes capturaram 79% da variação dos dados. Cores indicam os tempos. Preto= 15 dias; Vermelho = 30 dias; Verde = 45 dias; Azul = 68 dias.

## Discussão

Nossos resultados mostraram que, em viveiros ao redor de 0.01 ha operados em sistema semi-intensivo, não há diferença entre o efeito do uso do monocultivo e do IMTA sobre a emissão ou absorção de gases de efeito estufa

(GEE). Nossa hipótese era de que haveria maior maior emissão de GEE no sistema de monocultivo devido a maior disponibilidade de matéria orgânica e sua degradação. Em torno de 25% da quantidade de nitrogênio inserida no sistema por meio da ração é metabolizada pelos peixes e transformada em biomassa e 20% do que não foi aproveitado passa por processos dentro do sistema e é liberado na forma de GEE (Hu et al., 2012). As emissões em sistemas aquáticos continentais são superestimadas, baseado em estimativas que incluem principalmente sistemas naturais para calcular a contribuição desses sistemas na parcela de emissão global de GEE (Bastviken et al., 2011). A aquicultura pode ser uma importante fonte de contribuição para o aquecimento global por meio da emissão de GEE (Hu et al., 2012; Hu et al., 2013; Yang et al., 2015). Nossos dados mostraram uma nova informação, que dependendo da escala e das condições de cultivo, os viveiros podem se tornar neutros quanto às emissões ao longo da produção – i.e., podem emitir quantidades similares às que absorvem. A procura por sistemas mais eficientes, com menos impacto ao ambiente devido a busca por produtos considerados sustentáveis ou orgânicos é uma realidade atual no mercado mundial (Marques et al., 2016). Os nossos resultados mostraram que além desse apelo, o sistema pode atuar realizando serviços ambientais. Viveiros de aquicultura em vários lugares do mundo sequestram carbono principalmente na forma CO<sub>2</sub>, ao invés de emití-lo (Boyd, 2010). Esse mesmo autor ressalta que há possibilidade do uso dessa capacidade dos viveiros quanto aos créditos de carbono. O uso de IMTA em viveiros de aquicultura pode sequestrar quantidades substanciais de nitrogênio, podendo ser utilizado como ferramenta de mitigação (David et al., 2017). No Brasil, em 2015 tramitou um projeto de lei (PL 312/2015) que objetivou criar um fundo para beneficiar produtores que conservassem áreas naturais e fornecessem condições para que os ecossistemas realizassem serviços ecossistêmicos, que correspondem a benefícios relevantes a sociedade ou melhoria das condições ambientais (BRASIL, 2015). Ainda segundo o projeto de lei, esse tipo de compensação já se aplica em outros países da América Central e do Norte.

Não há consenso na literatura especializada sobre o papel de sistemas aquáticos continentais nos ciclos dos gases de efeito estufa. Por exemplo, Yang, et al.(2015) concluíram que viveiros de aquicultura na região sudeste da China

(monocultivo de camarão) atuam como fontes de GEE, sendo fortes emissores de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  e fracos de  $\text{N}_2\text{O}$ . Em comparação com o policultivo dos mesmos organismos com carpas, foi observada a absorção de  $\text{CO}_2$  e emissão dos outros gases. HU et al.(2012) também afirmam que a aquicultura é um importante contribuinte nas emissões de GEE. Por outro lado, os viveiros de aquicultura podem, além de não emitir, atuar como sumidouros de carbono (Boyd, 2010). No nosso estudo, encontramos que os fluxos de GEE são dinâmicos ao longo de um período de cultivo. Nós observamos muita emissão, porém muita absorção também, no início do experimento e posterior estabilização, tendendo a zero. Sugerimos que este fato possa estar associado ao uso de água de cultivo eutrófica ou hipereutrófica na produção.

Nossa primeira coleta foi realizada após o povoamento dos viveiros de produção, o que permitiu o desenvolvimento da comunidade autotrófica nos viveiros. Essa comunidade pode sequestrar grandes quantidades de  $\text{CO}_2$  da atmosfera (Boyd, 2010). Entretanto, na mesma intensidade que realizam a fotossíntese durante o período luminoso, atuam no período noturno somente como produtores de  $\text{CO}_2$  juntamente com os peixes e camarões, por meio da respiração. Dessa maneira, inferimos que a variação na absorção e emissão de GEE no início do experimento esteja associada a este fato. No decorrer do experimento, observamos diminuição na variação dos fluxos de GEE, com uma pequena tendência de absorção (valores negativos tabela 2). Associamos essa absorção ao desenvolvimento da mesma comunidade autotrófica e as características intrínsecas do próprio viveiro. Na última amostragem, antes da despesca, observamos uma variação mais baixa dos fluxos de GEE, tendendo a neutralidade do sistema. Considerando nossos dados, a região e a escala espacial em que o experimento foi desenvolvido, sugerimos que o sistema tende alcançar um equilíbrio quanto aos processos químicos, bioquímicos e biológicos ao longo do tempo, podendo diminuir os fluxos de GEE. É importante evidenciar aqui o ciclo de produção curto, em torno de dois meses, para as duas espécies utilizadas no nosso experimento. O foco da produção foi voltado ao mercado de iscas vivas, diferentemente da maioria dos produtores, que visa alcançar o mercado seja pela venda ao consumidor final ou para restaurantes e frigoríficos (consumo humano), além de pesque pagues para lazer (Kubitza, 2012). A biologia

das espécies-alvo da produção e o mercado ditam a duração do ciclo de produção. Portanto, devido ao curto período de cultivo, não podemos fazer inferências sobre as emissões de GEE serem cíclicas ao longo do ano e de cada estação.

Uma evidência interessante que encontramos neste trabalho foi a de que pode ocorrer absorção de metano por viveiros de aquicultura. O fato do sistema não estar em anoxia, ou seja, estar com alta concentração de oxigênio dissolvido (Tabela 1), independente do tratamento, e acima das condições sugeridas e ideais para produção em aquicultura (Boyd,1990; Zimmerman,1998) faz com que a produção de metano seja minimizada. Dessa maneira, a formação do gás ficaria restrita a finas camadas anaeróbicas abaixo do sedimento (Rasenberg et al., 2013). A baixa concentração de  $\text{CH}_4$  dissolvido corrobora essa informação. Além disso, algumas espécies de bactérias são capazes de metabolizar o  $\text{CH}_4$ , transformando em  $\text{CO}_2$  e água (Bock et al., 1986). Neste estudo, os maiores valores de concentração de  $\text{CO}_2$  dissolvido na água em relação aos outros gases do efeito estufa sugere a presença dessas espécies na comunidade bacteriana do ambiente de cultivo. Nós sugerimos duas possibilidades para que ocorra a absorção deste gás. A primeira está relacionada à pressão parcial do gás na atmosfera, que pode ser maior do que na água. De acordo com a Lei de Henry, a solubilidade de um gás depende da pressão parcial do gás sobre o líquido. Dessa maneira, assumindo que a pressão parcial de  $\text{CH}_4$  seja maior na atmosfera do que na água, é possível uma entrada forçada do gás no meio aquoso. A segunda está associada a utilização da câmara de difusão, que restringe o volume onde ocorrem as trocas de gases por difusão na interface água-ar. Dessa maneira, a pressão parcial do gás pode ficar ainda mais forte, alterando os fluxos de gases na câmara.

Além da escala de produção representada pelo experimento desenvolvido, alguns fatores podem influenciar o fluxo de GEE nos viveiros de aquicultura (i.e. pH, OD, temperatura da água, atividade metabólica das algas; Yang et al, 2015, Hu et al, 2012). Um cultivo sem problemas com oxigênio pode estar relacionado com a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  pelas vias da nitrificação e desnitrificação. A nitrificação consiste na oxidação da amônia em nitrito pela comunidade bacteriana. A decomposição química de intermediários desta reação pode formar  $\text{N}_2\text{O}$

ocorrendo sua emissão para atmosfera (Wrage et al., 2001; Hu et al., 2012). A desnitrificação é um caminho da reação descrita acima, onde o nitrito é reduzido a óxido nítrico (NO), N<sub>2</sub>O e N<sub>2</sub>, por meio de nitrificadores autotróficos (Wrage et al., 2001). Esse processo é considerado a principal via de produção de N<sub>2</sub>O em ambientes com muita matéria orgânica como em instalações de tratamentos de esgoto, por exemplo (Kim et al., 2010). Os principais reguladores dos fluxos de CO<sub>2</sub> no ambiente aquático são a atividade das algas e mineralização de matéria orgânica (Ding et al., 2013, Tank et al., 2009). A correlação positiva dos fluxos de GEE com a clorofila (comunidade autotrófica), e respiração dos organismos produzidos corrobora essa informação (Yang et al., 2015). Nós realizamos nosso experimento no verão, onde há maior duração do período com luz e maior incidência de radiação e luz solar, que implica em maiores temperaturas e maior atividade fotossintética. Aliado a isso, nós observamos floração de algas em diversos viveiros. O pH alcalino encontrado em nosso trabalho representa conseqüentemente, maior quantidade de íons OH<sup>-</sup> disponíveis no sistema em relação aos íons H<sup>+</sup>. O principal sumidouro de CH<sub>4</sub> está alocado na troposfera, camadas de alta altitude da atmosfera onde ocorre a oxidação do metano por radicais hidroxila (OH<sup>-</sup>) (Curry, 2007). O segundo maior sumidouro está representado por bactérias metanotróficas, presentes principalmente em ambientes aerados (Zhuang, 2010; Kirsche et al., 2013). Devido a evidência de absorção de metano encontrada no nosso sistema, sugerimos que a oxidação por radicais hidroxila ou quebra por bactérias metanotróficas possa ter contribuído para a degradação do metano. Com relação ao N<sub>2</sub>O, a alteração de pH influencia significativamente a atividade de enzimas durante a nitrificação. O aumento do pH aumenta a produção de N<sub>2</sub>O pela comunidade bacteriana (Hu et al., 2012; Hynes e Knowles, 1984). A solubilidade dos gases em água está relacionada com a temperatura. A média de temperatura da água encontrada por nós está dentro do intervalo de condição ideal para a produção de organismos aquáticos (Boyd e Zimmermann, 2010). Maiores valores de temperatura implicam numa menor solubilidade dos gases e, portanto, menos gases dissolvidos. A temperatura também influencia os processos do ciclo do nitrogênio, onde a faixa ideal para nitrificação e desnitrificação é entre 25 e 30 °C (Hu et al., 2012) e do carbono, que possui uma correlação com os fluxos de CO<sub>2</sub> (Yang et al., 2015). Maiores valores de temperatura implicam em maior atividade das algas e maior taxa de radiação

solar, fazendo com que ocorra um aumento da fotossíntese e consequentemente da absorção de CO<sub>2</sub> (Yang et al., 2015).

A maioria dos trabalhos publicados sobre o tema emissão de GEE, com foco em aquicultura, não possui informações sobre todos os GEE (e.g. Preto et al., 2013, Proença, 2013, Hu et al., 2014). Na tabela 4, nós fazemos uma compilação de dados de fluxos de GEE na aquicultura, em região tropical e subtropical cujo objetivo foi mostrar a lacuna de informações na área e a diversidade de espécies cultivadas e sistemas de produção. Na região tropical, existem informações de reservatórios de hidrelétricas, onde há interesse em descobrir a quantidade de metano que é emitida por esses sistemas (Rosa et al., 2004; Ferreira et al., 2006), que pode ser inclusive maior que usinas termelétricas (Faria et al. 2016). Além disso, existem trabalhos com foco em ambientes naturais como lagos (Marotta et al., 2012, Marotta et al., 2014) ou regiões alagadas (Bastviken et al., 2010). Na região tropical há poucos registros envolvendo os GEE (e.g. Tabela 3). Acreditamos que nossa contribuição além de registrar o fluxo comparando os sistemas escolhidos, também é fornecer dados para comparação com outros cultivos com o objetivo de entender a dinâmica destes gases nos ambientes de cultivo e sua função sobre as emissões. A análise de emissões em aquicultura é recente. Existe uma lacuna de informações com relação aos fluxos e principalmente com relação aos métodos. A falta de padronização em unidades e metodologias impede a comparação de dados em sistemas semelhantes. Dessa forma, o entendimento sobre as emissões em diversas regiões do mundo fica comprometido.

**Tabela 4.** Médias de fluxos de GEE em viveiros de aquicultura no ambiente tropical/subtropical. Os valores estão expressos em mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.

Local	Cultivo	Período	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	Referências
Índia	carpas e arroz	jun/dez 05	-	2.52	0.0003	Datta et al., 2009
China	Camarão/policultivo e camarão e carpas	set/nov 11	20.78/	19.95/	0.0011/	Yang et al., 2015
		e jun/nov/12	- 60.46	1.65	0.0012	
Brasil	camarão	jan/mai 09	34	0.79	-	Preto et al., 2015
Brasil	camarão e lambari	nov/jan 15	-8.93	-0.88	1.78	Este estudo

## Conclusão

Diferentemente da hipótese proposta, encontramos que não houve diferença entre o sistema monocultivo e dois tipos de IMTA utilizados sobre a emissão de gases de efeito estufa. Porém, nós observamos um padrão de variação maior no início do experimento, com taxas de emissão e absorção mais altas, com tendência de absorção ao longo do experimento e no final uma evidência de neutralidade quanto aos fluxos de gases.

## Referências

Bastviken, D.; Cole, J.J.; Pace, M.; Tranvik, L. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, 4, GB4009, 2004.

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 Los Water Season: Toward more Comprehensive Sampling. *Environmental Science Technology*, 44, 5450-5455, 2010.

Bastviken, D.; Tranvik, L.J.; Downing, J.A.; Crill, P.M.; Enrich-Prast, A. Freshwater Methane emissions offset the continental carbon sink. *Science*, 331, 6013, 50, 2011.

Bates, D.; Maechler, M.; Bolker, B. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and syntax classes. R package version 0.999999-0. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>, 2012.

Battin, T.J.; Kaplan, L.A.; Findlay, S.; Hopkinson, C.S.; Marti, E.; Packman, A.I.; Newbold, J.D.; Sabater, F. Biophysical controls on organic carbon fluxes. *Nature Geoscience*, 1, 95-100, 2008.

Battin, T.J.; Luysaert, S.; Kaplan, L.A.; Aufdenkampe, A.K.; Richter, A.; Tranvik, L.J. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2, 598-600, 2009.

Boyd, C.E.; Tucker, C.S.; McNevin, A.; Bostick, K.; Clay, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, 15, 327-360, 2007.

Boyd, C.E. Aquaculture ponds hold carbon. *Global Aquaculture Advocate*, Mar/Abr, 23-24, 2010.

Boyd, C.E.; Wood, C.W.; Chaney, P.L.; Queiroz, J.F. 2010. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. *Environmental Pollution*, 158, 2537-2540.

Boyd, C.E., Zimmermann, S. 2010. Grow-out systems – Water quality and soil management. pp. 239–255. In: New, M.B.; Valenti, W.C.; Tidwell, J.H.; D'Ábramo, L.R.; Kutty, M.N. *Freshwater prawns: Biology and farming*. Wiley-Blackwell, London, 2010.

Brasil. PL 312/2015 de 10 de fevereiro de 2015. Institui a Política Nacional de

Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências. Disponível online em: [www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop\\_mostrarintegra?codteor=1299830&filename=PL+312/2015](http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=1299830&filename=PL+312/2015).

Buttman, D.; Raymond, A. Significant flux of carbon dioxide from streams and rivers in the US. *Nature Geoscience*, 4, 839-842, 2011.

Cole, J. J.; Caraco, N. F.; Kling, G. W.; Kratz, T. K. Carbon-dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, 265, 1568–1570, 1994.

Cole, J.J.; Prairie, Y.T.; Caraco, N.F.; McDowell, W.H.; Tranvik, L.J.; Striegl, R.G.; Duarte, C.M.; Kortelainen, P.; Downing, J.A.; Middelburg, J.J.; Melack, J. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10, 1, 171-184, 2007.

Cooper, J.M.; Butler, G.; Leifert, C. Life Cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences*, 58, 3-4, 185-192, 2011.

Costa, B.B. Densidade de estocagem de lambari (*Astyanax altiparanae*) em tanques-rede. 2011. 48f. Dissertação de mestrado-Universidade Federal de São Carlos, 2012.

Curry, C.L. Modeling the soil consumption of atmospheric methane at the global scale. *Global biogeochemistry Cycles*, 21, 4, GB4012, 2007.

Ding, W.; Zhu, R.B.; Ma, D.W.; Xu, H. Summertime fluxes of N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O from the littoral zone of Lake Faming, East Antarctica: effects of environmental condition. *Antarctica Sciences*, 25, 6, 752-762, 2013.

Falkowski, P.; Scholes, R.J.; Boyle, E.; Canadell, J.; Canfield, D.; Elser, J.; Gruber, N.; Hibbard, K.; Hogberg, P.; Linder, S.; Mackenzie, F.T.; More III, B.; Pedersen, T.; Rosenthal, Y.; Seitzinger, S.; Smetacek, V.; Steffen, W. The Global Carbon Cycle: A test of our knowledge of earth as a system. *Science*,

290, 5490, 291-296, 2000.

Faria, F.A.M.; Jaramillo, P.; Sawakuchi, H.O.; Richey, J.E.; Barros, N. Estimating greenhouse gas emissions from future Amazonian hydroelectric reservoirs. *Environmental Research Letters*, 10, 12, 1-13, 2015.

Ferreira, C.B.; Martinez, C.B.; Versiani, B.R. Avaliação das Emissões de Gases do efeito estufa derivadas de Reservatórios de Usinas Hidrelétricas em Minas Gerais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 11, 3, 113-122, 2006.

Food and Agricultural Organization (FAO). Estado mundial da pesca e aquicultura (SOFIA) 2016. Food and Agricultural Organization of the United Nations., Rome, Italy, 2016.

Hu, M.; Chen, D.; Dahlgren, R.A. Modeling nitrous oxide emission from rivers: a global assesment. *Global Change Biology*, 22, 11, 3566-3582, 2016.

Hu, Z.; Lee, J.W.; Chandran, K.; Kim, S.; Khanal, S.K. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission from aquaculture system: a review. *Environmental Science & Technology*, 46, 12, 6470-6480, 2012.

Hu, Z., Lee, J.W., Chandran, K., Kim, S., Sharma, K., Brotto, A.C., Khanal, S.K. Nitrogen transformations in intensive aquaculture system and its implication to climate change through nitrous oxide emission. *Bioresource Technology*, 130, 314-320, 2013.

Hu, Z.; Lee, J.W.; Chandran, K.; Kim, S.; Sharma, K.; Khanal, S.K. Influence of carbohydrate addition on nitrogen transformations and greenhouse gas emissions of intensive aquaculture system. *Science of the Total Environment*, 470-471, 193-200, 2014.

Hynes, R.K.; Knowles, R. Production of nitrous oxide by *Nitrosomonas europaea*: effects of acetylene, pH and oxygen. *Canadian Journal of Microbiology*, 30, 11, 1397-1404, 1984.

Kim, S.W.; Miyahara, M.; Fushinobu, S.; Wakagi, T.; Shoun, H. Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by

- ammonia-oxidizing-bacteria. *Bioresource Technology*, 102, 9, 5486-5491, 2010.
- Kirschke et al. Three decades of global methane sources and sinks. *Nature Geoscience*, 6, 10, 813-823, 2013.
- Kubitza, F.; Campos, J.L.; Ono, E.A.; Istchuk, P.I. Panorama da Piscicultura no Brasil. Parte 2. Disponível online em: <http://www.panoramadaaquicultura.com.br/novosite/?p=1861>. 2012.
- Lacerda, A.C.F.; Yamada, F.H.; Antonucci, A.M.; Dias, M.T. Peixes produzidos e seus parasitos in: Pavanelli, G.C.; Takemoto, R.M.; Eoras, J.C. *Parasitologia: Peixes de água doce do Brasil*. Maringá, EDUEM, 2013.
- Legendre, P.; Legendre, L. "Numerical ecology: second English edition." *Developments in environmental modelling*, Elsevier, Amsterdam, 1998.
- LeQuéré, C.; Raupach, M.R.; Canadell, J.G.; Marland, G. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2, 831-836, 2009.
- Luyssaert, S., et al. CO<sub>2</sub> balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. *Global Change Biology*, 13, 12, 2509-2537, 2007.
- Marotta, H.; Duarte, C.M.; Guimarães-Souza, B.A.; Enrich-Prast, A. Synergistic control of CO<sub>2</sub> emissions by fish and nutrients in a humic tropical lake. *Ecosystem Ecology*, 168, 3, 839-847, 2012.
- Marotta, H.; Pinho, L.; Gudasz, C.; Bastviken, D.; Tranvik, L.J.; Enrich-Prast, A. Greenhouse gas production in low-latitude lake sediments responds strongly to warming. *Nature climate change*, 4, 467- 470, 2014.
- Marques, H.L.A.; New, M.B.; Boock, M.V.; Barros, H.P.; Mallasen, M.; Valenti, W.C. Integrated Freshwater Prawn Farming: State-of-the-Art and Future Potential, *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 24, 3, 264-293, 2016.
- Matvienko, E. S.; Rosa, L.P.; Santos, M.A.; De Filippo, R.; Cimblaris, A.C.P. Gas release from a reservoir in the filling stage, in: W.D. Williams (Ed.)

- International Association of Theoretical and Applied Limnology, Proceedings, 27, 3, 1415-1419, 2001.
- NASA. Evidences, Climate change: How do we know? Disponível online: [climate.nasa.gov/evidence/](http://climate.nasa.gov/evidence/) 2016.
- Neori, A.; Chopin, T.; Troell, M.; Buschmann, A.; Kraemer, G.; Halling, C.; Shpigel, M.; Yarish, C. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed bioinfiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231, 1-4, 361-391, 2004.
- New, M.B.; Valenti, W.C.; Tidwell, J.H.; D'Ábramo, L.R.; Kutty, M.N. *Freshwater prawns: Biology and farming*. Wiley-Blackwell, London, 2010.
- Nobre, A.M.; Ferreira, J.G.; Nunes, J.P.; Yan, X.; Bricker, S.; Corner, R.; Groom, S.; Gu, H.; Hawkins, A.J.S.; Hutson, R.; Lan, D.; Lencarte e Silva, J.D.; Pascoe, P.; Telfer, T.; Zhang, X.; Zhu, M. Assessment of coastal management options by means of multilayered ecosystem models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, 1, 43-62, 2010.
- Ohgaki, K.; Oki, Y.; Inaba, A. GHG emissions from an aquaculture system of freshwater fish with hydroponic plants. *Anais da 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*, San Fransisco, USA, 920-925, 2014.
- Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Henry, M.; Stevens, H.; Wagner, H. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2013.
- Preto, B.L.; Henares, M.N.P.; Kimpara, J.M.; Valenti, W.C. Greenhouse Emissions From Aquaculture. *Global Aquaculture Advocate*. Jan/Fev, 53-55, 2015.
- Proença, D.C. Aplicação de indicadores e índices para avaliar a sustentabilidade ambiental em um sistema de aquicultura integrado e multitrófico, com diferentes substratos. 2013. 33f. Dissertação de mestrado-Centro de Aquicultura da UNESP, 2013.

- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/> 2013.
- Raven, J.A.; Falkowski, P.G. Oceanic sinks for atmospheric CO<sub>2</sub>. *Plant, Cell and Environment*, 22, 6, 741-755, 1999.
- Rasenberg, M.; Poelman, M.; Smith, S.; van Hoof, L. GHG Emissions in aquatic production systems and marine fisheries. IMARES Wageningen University & Research, IJmuiden, Netherlands, 2013.
- Richey, J.E.; Melack, J.M.; Aufdenkampe, A.K.; Ballester, V.M.; Hess, L.L. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*, 416, 617-620, 2002.
- Rivkin, R.B.; Legendre, L. Biogenic carbon cycling in the upper ocean: effects of microbial respiration. *Science*, 291, 5512, 2398-2400, 2001.
- Rosa, L.P.; Santos, M.A.; Matvienko, B.; Santos, E.O.; Sikar, E. Greenhouse gas emission from hydroelectric reservoirs in tropical regions. *Climatic Change*, 66, 1, 9-21, 2004.
- Santos, M.A.; Rosa, L.P.; Matvienko, B.; Santos, E.O.; Rocha, C.H.E.A.; Sikar, E.; Silva, M.B.; Junior, A.M.P.B. Emissões de gases de efeito estufa por reservatórios de hidrelétricas. *Oecologia Australis*, 12, 1, 116-129, 2008.
- Sikar, E.; Matvienko, B.; Santos, M.A.; Rosa, L.P.; Silva, M.B.; Santos, E.O.; Rocha, C.H.E.D.; Bentes Jr, A.P. Tropical reservoirs are bigger carbon sinks than soils. *Verhandlungen. Internationalen Verein Limnologie*, 30, 6, 838-840, 2009.
- Tank, S.E.; Lesack, L.F.W.; Hesslein, R.H. Northern Delta Lakes as summertime CO<sub>2</sub> absorbers within the arctic landscape. *Ecosystems*, 12, 1, 144-157, 2009.
- Townsend, C. R.; Begon, M.; Harper, J.L. *Fundamentos em ecologia*. 3ª edição. 2011.
- Tranvik, L.J.; Downing, J.A.; Cotner, J.B. et al. Lakes and reservoirs as regulators

- of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54, 6(parte 2), 2298-2314, 2009.
- Valenti, W.C.; Kimpara, J.M.; Pretp, B.L. Measuring aquaculture sustainability. *World Aquaculture*, 42, 3, 26-30, 2011.
- Vitule, J.R.S.; Freire, C.A.; Simberloff, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, 10, 1, 98-108, 2009.
- Williamson, C.E.; Saros, J.E.; Vincent, W.F.; Smol, J.P. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54, 6 (parte 2), 2273-2282, 2009.
- Wrage, N.; Velthof, G.L.; van Beusichem, M.L.; Oenema, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology Biochemistry*, 33, 12-13, 1723-1732, 2011.
- Yang, P.; He, Q.; Huang, J.; Tong, C. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. *Atmospheric Environment*, 115, 269-277, 2015.
- Zhuang, Q.; Melillo, J.M.; Kicklighter, D.W.; Prinn, R.G.; McGuier, A.D.; Steudler, P.A.; Felzer, B.S.; Hu, S. Methane fluxes between terrestrial ecosystems and the atmosphere at northern high latitudes during the past century: A retrospective analysis with a process-based biogeochemistry model. *Global Biogeochemistry Cycles*, 18, 3, GB3010, 2010
- Zimmermann, S.; Nair, C.M.; and New, M.B. Grow-out systems – polyculture and integrated culture. pp. 195–217. In: New, M.B.; Valenti, W.C.; Tidwell, J.H.; D’Abramo, L.R.; Kutty, M.N. *Freshwater prawns: Biology and farming*. Wiley-Blackwell, London, 2010.
- Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, 2009.

## **Capítulo 2**

### **Efeito da manipulação da razão C:N na emissão de gases do efeito estufa em viveiros de aquicultura de região tropical**

## **Efeito da manipulação da razão C:N na emissão de gases do efeito estufa em viveiros de aquicultura de região tropical**

### **Resumo**

Nós investigamos o fluxo de gases do efeito estufa (GEE) em viveiros de cultivo multitrófico e multiespacial de aquicultura (IMTA) sob efeito de três diferentes práticas de manejo: 1- sem adição de fonte de carbono orgânico e sem redução na oferta de dieta artificial (Controle); 2- adição de melaço de cana-de-açúcar para aumentar a razão carbono:nitrogênio para 20/1 (tratamento 20/1); e 3- adição de melaço para aumentar a razão para 20/1 e redução da oferta de dieta artificial em 25%. (Tratamento 20/1\*). Nós povoamos os viveiros (0.01 ha) com tilápia-do-nilo (2 peixes.m<sup>-2</sup>) e camarão-da-malásia (5 camarões.m<sup>-2</sup>) e conduzimos o experimento por 50 dias, entre os meses de fevereiro e maio de 2015. Nós mensuramos o fluxo de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) através de sua difusão na interface água-ar com auxílio de uma câmara e também suas concentrações quando dissolvidos na água. Nós analisamos os dados por meio de análise de componentes principais e por modelos generalizados mistos. A média dos fluxos na metodologia difusiva foi de 197.21 mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> para o CO<sub>2</sub>, 2.16 mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> para o CH<sub>4</sub> e 33.27 mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> para N<sub>2</sub>O. Por meio da PCA, nós observamos muita variação tanto nos tratamentos quanto ao longo do tempo de cultivo e ausência de padrão. Nossos modelos confirmaram que não houve diferença significativa entre tratamentos e corroboraram a ausência de padrão devido à variação. Este estudo mostrou que a adição do melaço-de-cana com ou sem a redução da oferta de dieta comercial não causou o efeito significativo no fluxo de GEE.

**Palavras-chave:** efeito estufa, sustentabilidade, IMTA, melaço-de-cana, tilápia, camarão

## Abstract

We investigated the greenhouse gases (GHG) fluxes in an integrated multi trophic aquaculture (IMTA) ponds experimental design under effect of three management practices: 1- Without addition of organic carbon source and without reduction of artificial diet offer (Control); 2- Addition of sugarcane molasses to increase carbon:nitrogen ratio (C:N) to 20/1 (20/1 treatment); 3- addition of sugarcane molasses to increase C:N ratio to 20/1 and reduction of artificial diet offer by 25% (20/1\* treatment). We stocked the ponds (0.01 ha) with Nile tilapia (2 fish.m<sup>-2</sup>) and giant freshwater prawn (5 prawns.m<sup>-2</sup>) and run a 75 days experiment between February and May of 2015. We measured carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) fluxes by its diffusion at the air-water interface with a diffusion chamber and their concentrations when dissolved in water. We analyzed data through principal component analysis (PCA) and mixed generalized models. The average flux in the diffusive methodology was 197.21 mg.m<sup>-2</sup>.day<sup>-1</sup> for CO<sub>2</sub>, 2.16 mg.m<sup>-2</sup>.day<sup>-1</sup> for CH<sub>4</sub> and 33.27 mg.m<sup>-2</sup>.day<sup>-1</sup> for N<sub>2</sub>O. In PCA, we observed a wide variation both in treatments and over time of cultivation and absence of pattern. Our models confirmed that there was no significant difference between treatments and corroborated the absence of pattern due to variation. This study showed that the addition of sugarcane molasses with or without a reduction in the commercial diet did not have a significant effect on the GHG flow.

**Keywords:** greenhouse effect, sustainability, IMTA, sugarcane molasses, tilapia, prawn

## Introdução

Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) são os principais gases responsáveis pelo efeito estufa (GEE) (NASA, 2016). Desde o período pré-revolução industrial, por via natural ou antrópica, a concentração atmosférica desses gases aumentou cerca de 40% (NOAA, 2017a). Mesmo após intensos debates e acordos internacionais, a análise atual dos relatórios de mudanças climáticas do IPCC (International Panel of Climate Change) demonstrou que as emissões de gases do efeito estufa por fonte antrópica não diminuíram (IPCC, 2013). Um relatório de uma análise global e anual da National Oceanic and Atmospheric Association (NOAA) afirma que a temperatura média global apresentou vários recordes em 2016 (NOAA, 2017b). A aquicultura é uma das atividades do setor de produção que mais cresceu nos últimos anos (FAO, 2016) e, como qualquer atividade antrópica, gera impacto ambiental, por exemplo, pela eutrofização de corpos d'água, invasão biológica de espécies produzidas e também pela emissão de gases do efeito estufa (Hu et al., 2012). O aumento da concentração atmosférica de GEE tem estimulado pesquisas para determinar os processos e a emissão destes gases em diferentes ecossistemas (Selvam et al., 2014). Devido à crescente preocupação acerca deste assunto e pouca informação sobre emissões de GEE em aquicultura, com a maior parte dos estudos em ambientes temperados (Hu et al. 2013, Boyd, 2010, Williams e Crutzen, 2013), o entendimento da dinâmica dos GEE na aquicultura continental, principalmente em ambiente tropical e subtropical, na qual estão situados os principais produtores mundiais, mostra-se necessário.

Os ecossistemas aquáticos continentais tem um importante papel no ciclo biogeoquímico global do carbono e podem ser importantes fontes de emissão de GEE (Natchimuthu et al., 2014). Estudos com foco em emissões de GEE em ecossistemas aquáticos continentais foram realizados em lagos naturais (Palma-Silva et al., 2013) e reservatórios de usinas hidrelétricas (Marotta et al, 2012). Esses estudos sugerem que a variação no padrão de emissão de GEE possa ser influenciada por fatores como o clima, teor de nutrientes na água e atividade biológica (Palma-Silva et al., 2013, Natchimuthu et al., 2014). Em aquicultura, apesar de ser um processo ainda pouco compreendido, a emissão de GEE pode ser influenciada por fatores como o tipo de ração utilizada, taxa de renovação de

água, concentração de oxigênio, pH em conjunto com processos biológicos e químicos (Hu et al., 2012). Além disso, as emissões podem ser influenciadas pela microbiota dos viveiros causando alterações nos processos biogeoquímicos dos ciclos do carbono e nitrogênio (Yang et al., 2015). Os processos biológicos de nitrificação e desnitrificação são responsáveis pela emissão do óxido nitroso em sistemas de aquicultura, sendo que cerca de 1,3% do nitrogênio que entra nos sistemas de aquicultura é emitido na forma desse gás (Hu et al., 2013). No ciclo do carbono, a respiração e fotossíntese são os principais processos que regem o ciclo rápido do carbono, principalmente através do fitoplâncton (NASA, 2011). De uma forma mais lenta, a sedimentação e mineralização são responsáveis pela ciclagem de carbono da atmosfera para o ambiente aquático (Tranvik et al., 2009; Williamson et al., 2009).

A ecologia dos viveiros de aquicultura consiste em relações complexas de processos físicos, químicos e biológicos que contribuem para formação e estabilidade do ecossistema (Asaduzzaman et al., 2010). O controle da razão carbono/nitrogênio (C:N) em viveiros de aquicultura pode afetar positivamente o desenvolvimento de organismos de menor nível trófico e da qualidade de água (Haque et al., 2013; Avnimelech, 1999). O uso da manipulação de nutrientes essenciais na aquicultura, como nitrogênio, fósforo e carbono tem como objetivo principal aumentar a produtividade primária dos viveiros de cultivo. A decomposição da matéria orgânica, incluída por meio da adição de uma fonte de carbono orgânica (e.g. goma de tapioca - Asaduzzaman et al., 2010 e farinha de milho - Haque et al., 2013), por microorganismos heterotróficos, libera nutrientes inorgânicos que estimulam a produtividade primária e organismos de menor nível trófico (Asaduzzaman et al., 2010, Haque et al., 2015). O aumento da comunidade planctônica permite a diminuição da oferta de dieta artificial (Asaduzzaman et al., 2010). Essa comunidade é subutilizada por organismos bentônicos (e.g. camarão-da-malásia; Asaduzzaman et al., 2010). Entretanto, a inclusão de espécies de peixe filtradoras, que utilizam essas comunidades como recurso, como a tilápia, pode aumentar a produtividade do sistema (Uddin et al., 2006; Azim et al., 2003).

O uso de duas ou mais espécies produzidas no mesmo ambiente de cultivo e com nicho alimentar complementar é extremamente benéfico para a cadeia produtiva, além de gerar uma diversificação econômica e aumento da rentabilidade por

unidade cultivada (Chopin et al., 2001). Este é o conceito do sistema multitrófico e multiespacial de aquicultura (*Integrate Multi Trophic Aquaculture* - IMTA), em que o cultivo de organismos arraçoados é combinado a cultura de organismos que aproveitam os nutrientes inorgânicos (algas) e material particulado (Neori et al., 2004, Chopin, 2006). Os melhores resultados neste tipo de sistema de aquicultura foram obtidos através da combinação de espécies de peixe ou camarão com moluscos e espécies fotossintetizantes (Ferreira et al., 2014). Na aquicultura continental, existe uma lacuna de informações a respeito das emissões de GEE neste tipo de sistema. Dentro desse contexto, nós desenvolvemos um experimento com o objetivo de testar o efeito da manipulação da razão C:N e redução alimentar na dinâmica dos GEE. Apesar de o efeito da adição de fontes de carbono em viveiros de aquicultura nas comunidades autotróficas e heterotróficas e os próprios organismos cultivados já ser conhecido (e.g. Haque et al, 2013; Asaduzzaman et al., 2010; Asaduzzaman et al., 2006), o efeito da adição destas mesmas fontes nos fluxos de GEE ainda não foi investigado. Nossa hipótese foi de que os viveiros que recebessem a fonte de carbono apresentariam maiores fluxos de gases em relação aos que não recebessem, pelo fato de existir maior quantidade de matéria orgânica disponível no início do cultivo.

## **Material e Métodos**

### **Delineamento experimental**

Nós conduzimos um experimento de 50 dias em viveiros escavados de fundo natural, com área de 0,01 ha e profundidade média de 1 m, em região de clima tropical (Jaboticabal, sudeste brasileiro). Os viveiros foram povoados com camarão-da-malásia (*M. rosenbergii*) e tilápia-do-nilo (*O. niloticus*), nas densidades 5 e 2 animais/m<sup>2</sup>, respectivamente. Nós utilizamos um delineamento inteiramente aleatorizado, com quatro réplicas dos seguintes tratamentos: C/N 10/1 (IMTA Controle), C/N 20/1 (IMTA 20/1) e C/N 20/1 com redução de 25% da oferta de dieta comercial (IMTA 20/1\*). A alimentação foi feita em 2 horários, 10:00 e 17:00, com dieta comercial de 32% de PB, somente para os peixes. O cultivo foi conduzido sem renovação de água, somente com reposição por perdas de infiltração e evaporação.

### **Cálculo da manipulação**

A razão C:N foi aumentada pela adição de melaço de cana-de-açúcar obtido de lote único. O melaço é um subproduto da produção de açúcar e álcool, principal atividade agrícola da região onde o estudo foi conduzido. O melaço apresentou composição elementar de 435,5 mg.g<sup>-1</sup> de carbono total, 7,96 mg.g<sup>-1</sup> de nitrogênio total e 3,4 mg.g<sup>-1</sup> de fósforo total. A quantidade aplicada em cada viveiro foi calculada segundo a fórmula descrita por Asaduzzaman et al., 2011:

$$\frac{C}{N} \times CNC / CCc$$

Em que C/N é a razão desejada; CNC é a concentração de nitrogênio na ração + concentração de carbono no melaço; CCc é a concentração de carbono na ração somada a concentração de carbono no melaço.

### **Mensuração dos gases**

Nós realizamos a mensuração de metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) por meio da difusão (ou emanção), na qual as moléculas dos gases dissolvidos na água difundem pela interface água-ar. Por meio de uma câmara de difusão, com volume de 1 litro, nós retiramos amostras em 4 tempos (0, 1, 2 e 4 minutos). Após análise em cromatografia gasosa (detector FID -*Flame Ionization Dectector* – Shimadzu GC-2014 para CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> e ECD - *Eletron Capture Detector* – Shimadzu para N<sub>2</sub>O), elaboramos um gráfico de concentração dos gases na amostra, em que o coeficiente angular da equação de uma reta ajustada, gerada pelos 4 tempos e a concentração nos mesmos, quantifica a taxa de difusão do gás da interface água-ar para câmara (em mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>). Além disso, mensuramos também a concentração dos mesmos gases dissolvidos na água pelo método do *headspace*. Com a retirada de um volume conhecido de água (42 ml), utilizamos um gás inerte (Argônio) que permite a liberação dos gases da amostra líquida e seu deslocamento para o *headspace* (espaço gasoso). Após

agitação manual por 2 minutos, ocorre a dessorção dos gases dissolvidos. Nós também analisamos a concentração por cromatografia gasosa. Neste caso, os resultados estão expressos em  $\text{mg.L}^{-1}$ . A metodologia utilizada foi adaptada de Matvienko, 2001. Realizamos coletas padronizadas para todos os viveiros, as 16:00 e 21:00. As amostragens estão representadas por valores de tempo correspondente as coletas de dados: 0, 2, 25, 50 dias. A concentração de oxigênio dissolvido, pH e temperatura foram monitorados diariamente; seus valores estão expressos em  $\text{mg.L}^{-1}$  e graus Celsius, respectivamente.

## **Análise dos dados**

Nós utilizamos primeiramente uma abordagem exploratória de dados por meio de uma análise de componentes principais (PCA, Legendre & Legendre, 1998) para entender as inter-relações entre variáveis e explorar padrões visuais dos fluxos de GEE. Os dados foram padronizados (média = 0 e desvio padrão = 1) antes da análise. Nós utilizamos a função `rda`, do pacote `vegan` (Oksanen et al, 2013), do programa R (R Core Team 2013).

Numa segunda abordagem, nós utilizamos modelos generalizados mistos para testar o efeito dos tratamentos na variação dos fluxos de GEE. A partir da abordagem descrita por Zuur et al. (2009), nós utilizamos modelos tendo como variável resposta um dos GEE e como variáveis preditoras fixas os tratamentos e amostragens (tempo); amostragem e período do dia foram incluídas como componente aleatório. Nós comparamos modelos completos – com todas as variáveis preditoras fixas e aleatórias – com modelos mais simplificados (veja descrição na tabela 3) através do critério de informação de Akaike (AIC). Esse critério representa um balanço entre ajuste e complexidade do modelos. Modelos com AIC menores são tidos como melhores do que modelos com AIC mais alto.

## **Resultados**

As médias dos valores de oxigênio dissolvido (OD), pH e temperatura da água ( $T_{\text{água}}$ ) em cada tratamento estão apresentadas na tabela 5. Durante o experimento, o pH permaneceu sempre alcalino. Observamos maiores

temperaturas no início do experimento e menores no final. Após a inclusão da fonte de carbono orgânico, observamos valores de oxigênio dissolvido abaixo do valor crítico (menor que 3 mg.L<sup>-1</sup>) sendo necessária a ativação de aeração de emergência.

**Tabela 5.** Valores das médias e desvios-padrão das variáveis físicas e químicas da água monitoradas durante as amostragens.

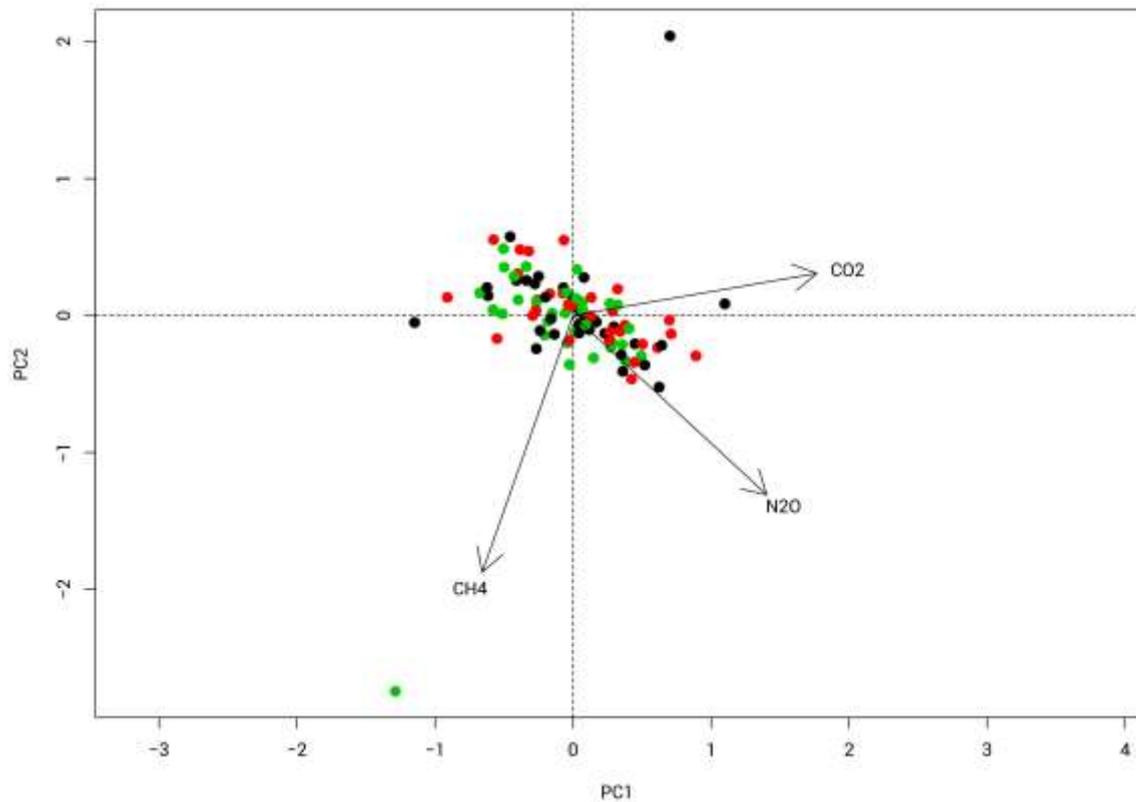
Variáveis físicas e químicas				
	N	Controle	20/1	20/1*
Oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	32	7,11 ± 2,08	8,03 ± 2,25	7,39 ± 2,62
pH	32	8,22 ± 0,56	8,36 ± 0,55	8,34 ± 0,61
Temperatura água (°C)	32	28,45 ± 2,17	28,94 ± 2,12	28,81 ± 2,36

Nós observamos maiores valores de fluxo para o CO<sub>2</sub>, variando de -4686,99 a 6397,79 mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, com fluxo médio geral de -197,21 (± 1371,41) mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. Para CH<sub>4</sub>, observamos os menores valores de fluxo, variando de -88,77 a 131,85 mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> e fluxo médio de 2,16 (± 15,84) mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. O N<sub>2</sub>O apresentou valores intermediários ao CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, variando de -764,23 e 967,63 mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, com fluxo médio de 33,27 (± 355,62) mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. Os dados de fluxo médio por tratamento em cada amostragem estão apresentados na tabela 6. Nós observamos grande variação em todas as amostragens, mesmo dentro dos diferentes tratamentos (e.g. valores de desvio padrão na Tabela 6) e também na primeira amostragem – quando os tratamentos não haviam sido aplicados ainda.

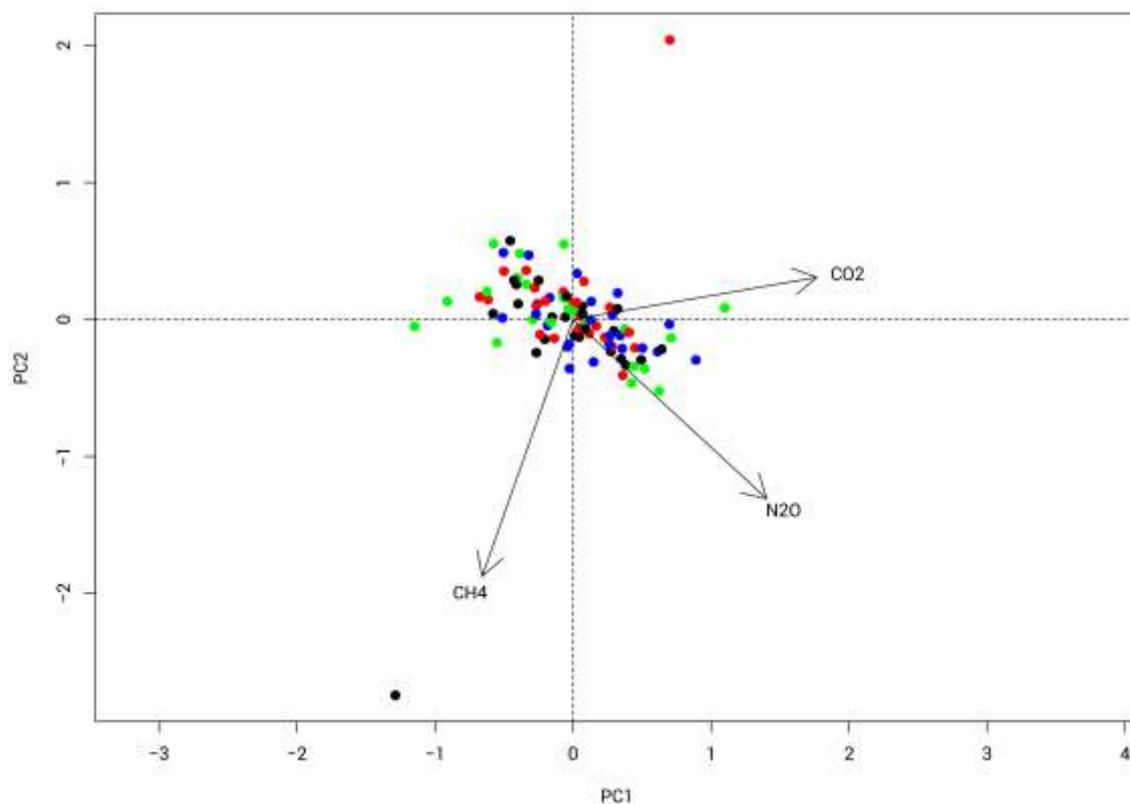
**Tabela 6.** Valores de média e desvio padrão (média  $\pm$  DP) dos fluxos de GEE por meio da difusão pela interface água-ar ao longo do período experimental.

<b>CO<sub>2</sub> (mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)</b>				
<b>Tempo</b>	<b>N</b>	<b>Controle</b>	<b>20:1</b>	<b>20:1*</b>
0	8	-48,65 $\pm$ 724	182,41 $\pm$ 1239	-394,38 $\pm$ 579
2	8	149,71 $\pm$ 715	286,83 $\pm$ 855	-23,95 $\pm$ 832
25	8	-216,77 $\pm$ 286	-136,38 $\pm$ 1552	-126,91 $\pm$ 572
50	8	-682,37 $\pm$ 1009	528,63 $\pm$ 983	-992,51 $\pm$ 1870
<b>CH<sub>4</sub> (mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)</b>				
<b>Tempo</b>	<b>N</b>	<b>Controle</b>	<b>20:1</b>	<b>20:1*</b>
0	8	0,38 $\pm$ 0,65	0,52 $\pm$ 0,91	3,16 $\pm$ 4,35
2	8	-0,24 $\pm$ 2,51	-1,12 $\pm$ 2,95	1,73 $\pm$ 2,23
25	8	0,37 $\pm$ 0,76	0,53 $\pm$ 1,01	0,91 $\pm$ 3,11
50	8	3,91 $\pm$ 3,34	0,67 $\pm$ 1,88	1,10 $\pm$ 5,59
<b>N<sub>2</sub>O (mg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)</b>				
<b>Tempo</b>	<b>N</b>	<b>Controle</b>	<b>20:1</b>	<b>20:1*</b>
0	8	42,35 $\pm$ 492	142,11 $\pm$ 245	148,94 $\pm$ 330
2	8	103,11 $\pm$ 342	34,22 $\pm$ 312	8,69 $\pm$ 266
25	8	71,51 $\pm$ 325	99,96 $\pm$ 544	-142,68 $\pm$ 354
50	8	-77,15 $\pm$ 309	-42,72 $\pm$ 401	49,39 $\pm$ 153

A análise de componentes principais (PCA) agrupando os tratamentos corrobora a informação de que houve grande variação em todos os tratamentos mas sem um padrão definido (Figura 9). As componentes dessa PCA capturaram 74.2 % da variação dos dados de fluxo de GEE. Ao agrupar pelos dias de amostragem (Figura 10), nós observamos que também não houve um padrão de variação ao longo do tempo, mas sim grande variação dentro de cada dia de amostragem.

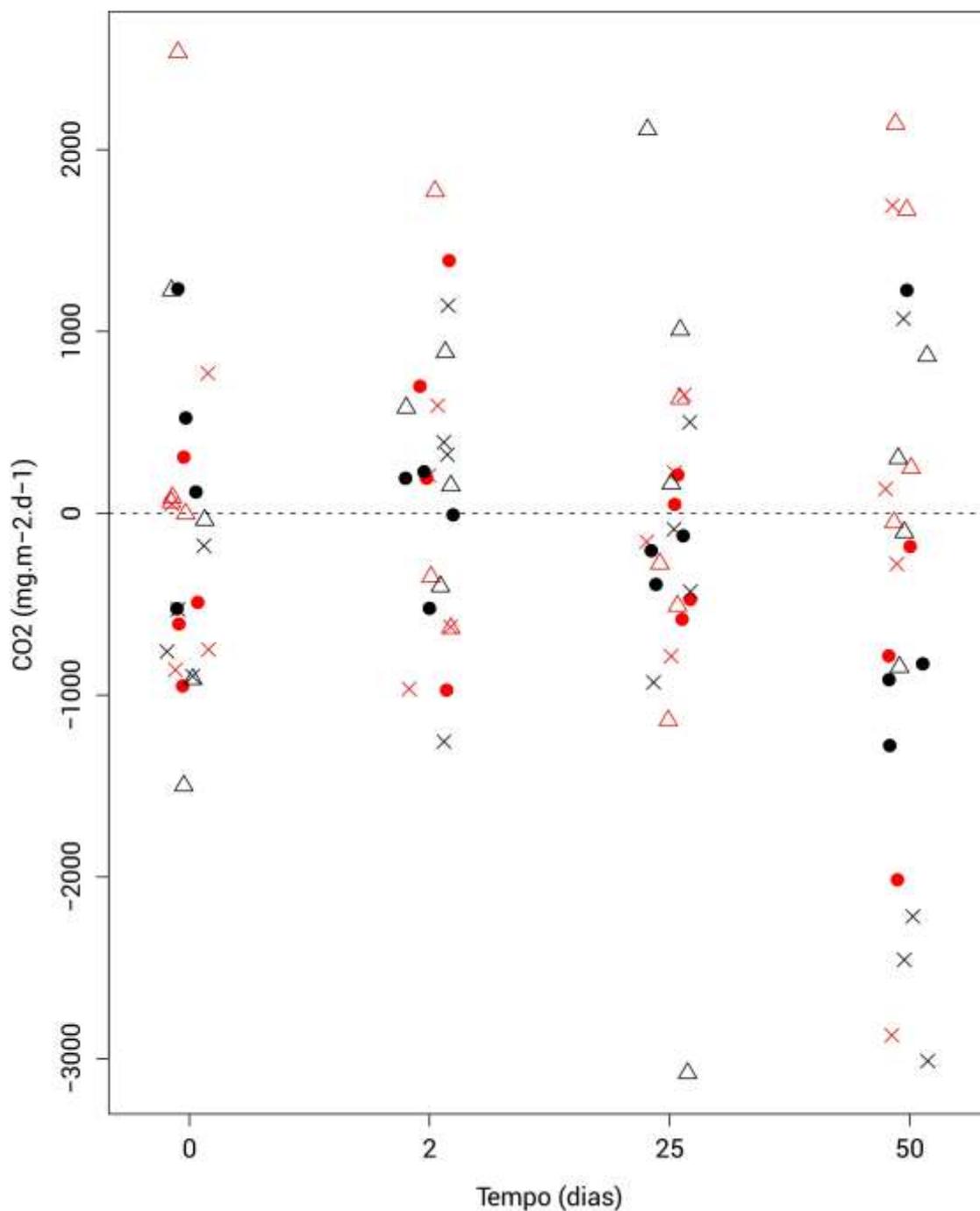


**Figura 9.** Análise de componentes principais destacando os tratamentos. Os dois primeiros componentes capturaram 74,2% da variação. A cor preta representa os dados do tratamento controle (letra A); a cor verde representa o tratamento 20/1 (Letra B) e cor vermelha representa tratamento 20/1 (letra B) e cor vermelha representa tratamento 20/1\* (letra C). Vetores representam nossa variáveis (fluxos de GEE) por meio da difusão na interface água-ar.

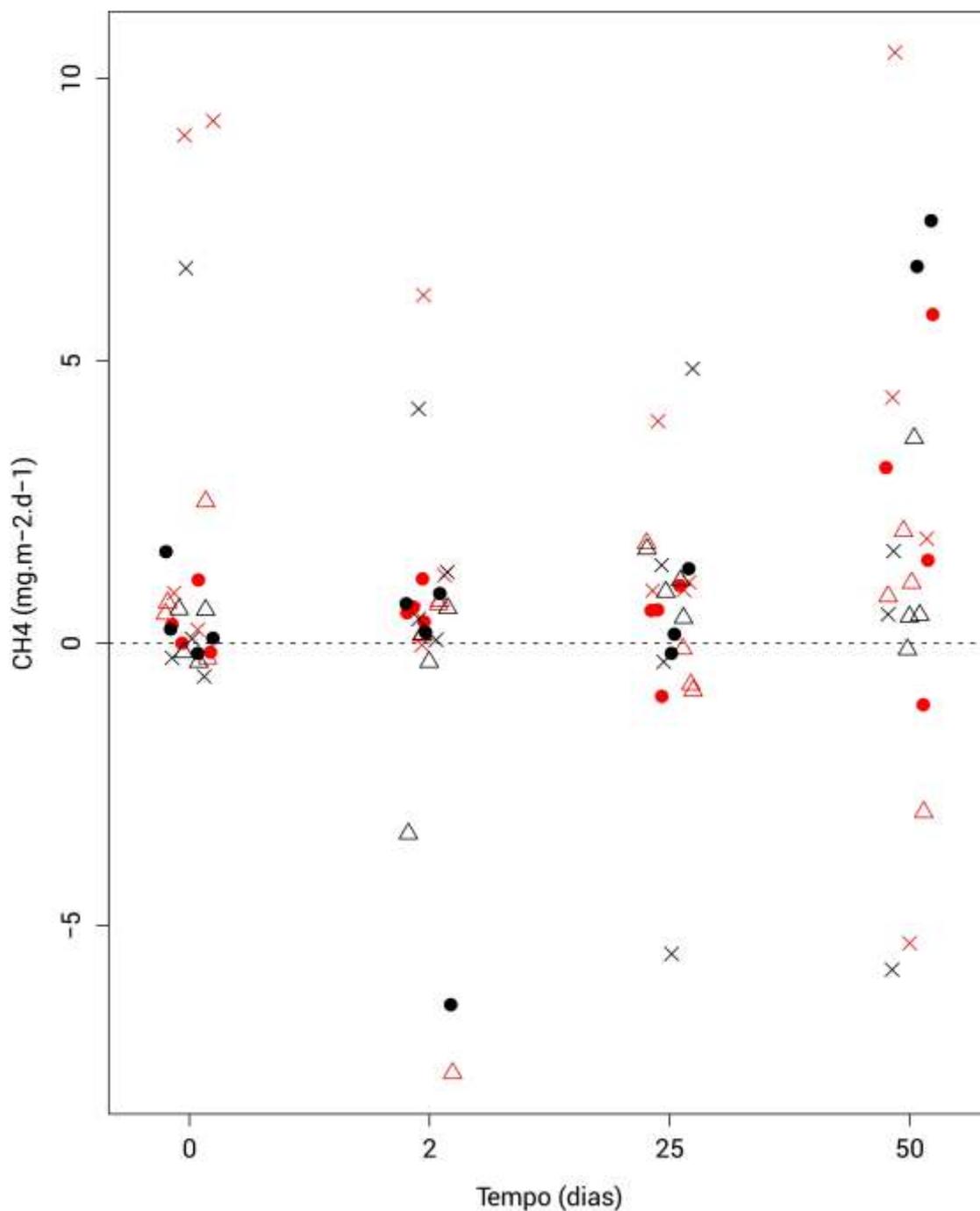


**Figura 10.** Análise de componentes principais destacando os tratamentos. Os dois primeiros componentes capturaram 74,2% da variação. A cor vermelha representa os dados do tempo 0; a cor preta representa o tempo 2 (Letra B); cor azul representa o tempo 25 e a cor verde o tempo 50. Vetores representam nossas variáveis (fluxos de GEE) por meio da difusão na interface água-ar.

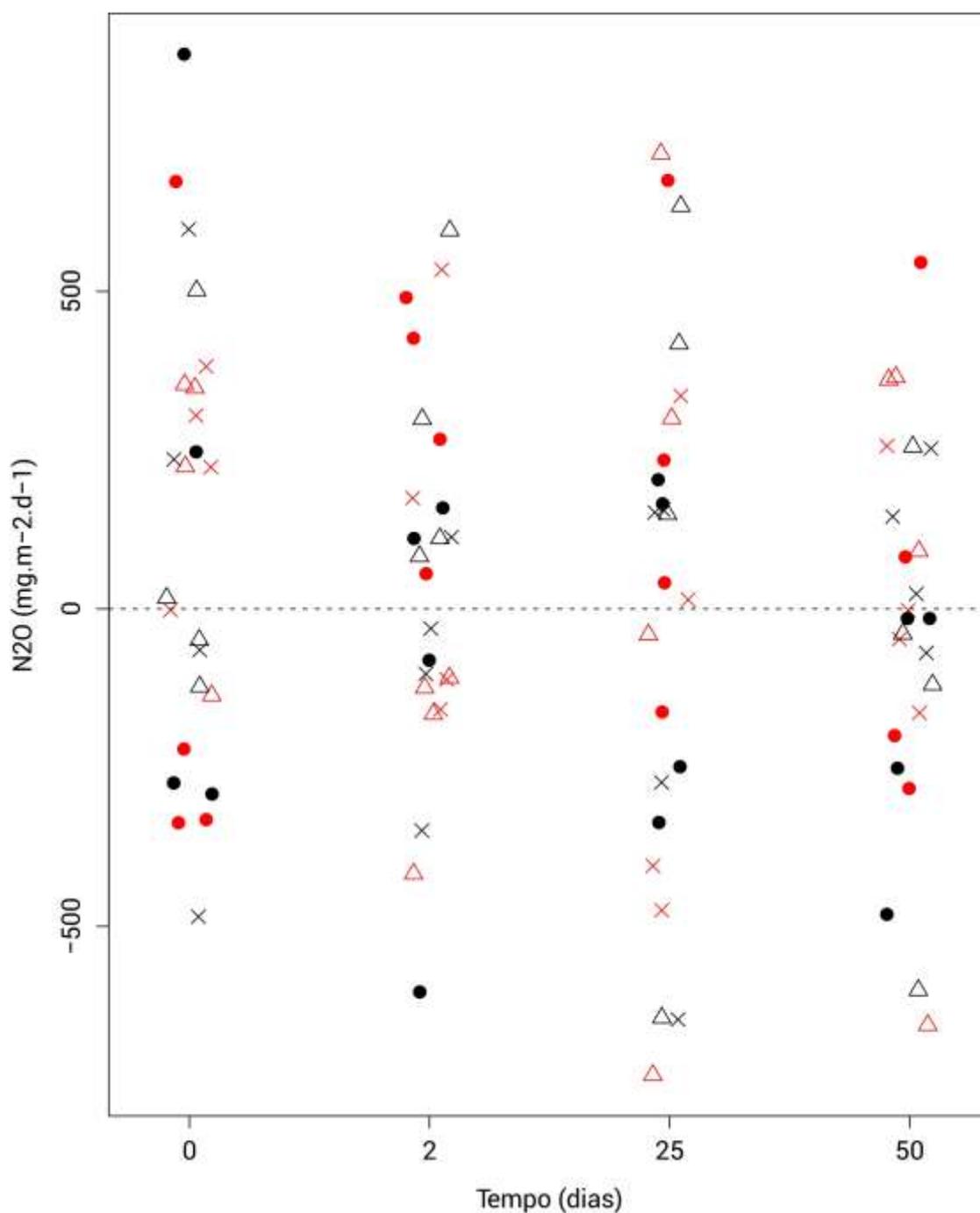
Ao analisar a dispersão dos dados de CO<sub>2</sub> (Figura 11), CH<sub>4</sub> (Figura 12) e N<sub>2</sub>O (figura 13), observamos novamente a grande variação dos dados. Porém, para CH<sub>4</sub> é possível observar menor variação nas 3 primeiras amostragens tanto para coleta de dados diurna (destacados em vermelho) quanto para noturna (destacados em preto). Os maiores valores de média e maior variação neste caso ficaram evidentes nas 2 últimas amostragens.



**Figura 11.** Dispersão dos dados de difusão de dióxido de carbono ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*.



**Figura 12.** Dispersão dos dados de difusão de metano ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*.



**Figura 13.** Dispersão dos dados de difusão de óxido nitroso ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*.

Nossos modelos propostos indicaram que não houve diferenças significativas entre tratamentos nem interação entre tratamento e tempo para os fluxos de GEE

neste experimento. O modelo 4 (M4), composto somente pelo intercepto, apresentou menor valor de AIC para todos os gases (Tabela 7). Apesar disso, nós optamos por avaliar o modelo 3 para os fluxos de CH<sub>4</sub>, pois este estava mais perto de ser significativo (P: 0.06, Tabela 7). Este modelo mostrou uma diferença significativa pela interação do tratamento 20/1\* com o tempo 50 (Tabela 8). Este resultado mostra que houve diferença significativa entre o tratamento controle e o tratamento 20/1\* no tempo 50, ou seja, a média do fluxo de CH<sub>4</sub> do tratamento controle foi maior que o do tratamento 20/1\* no tempo 50 dias.

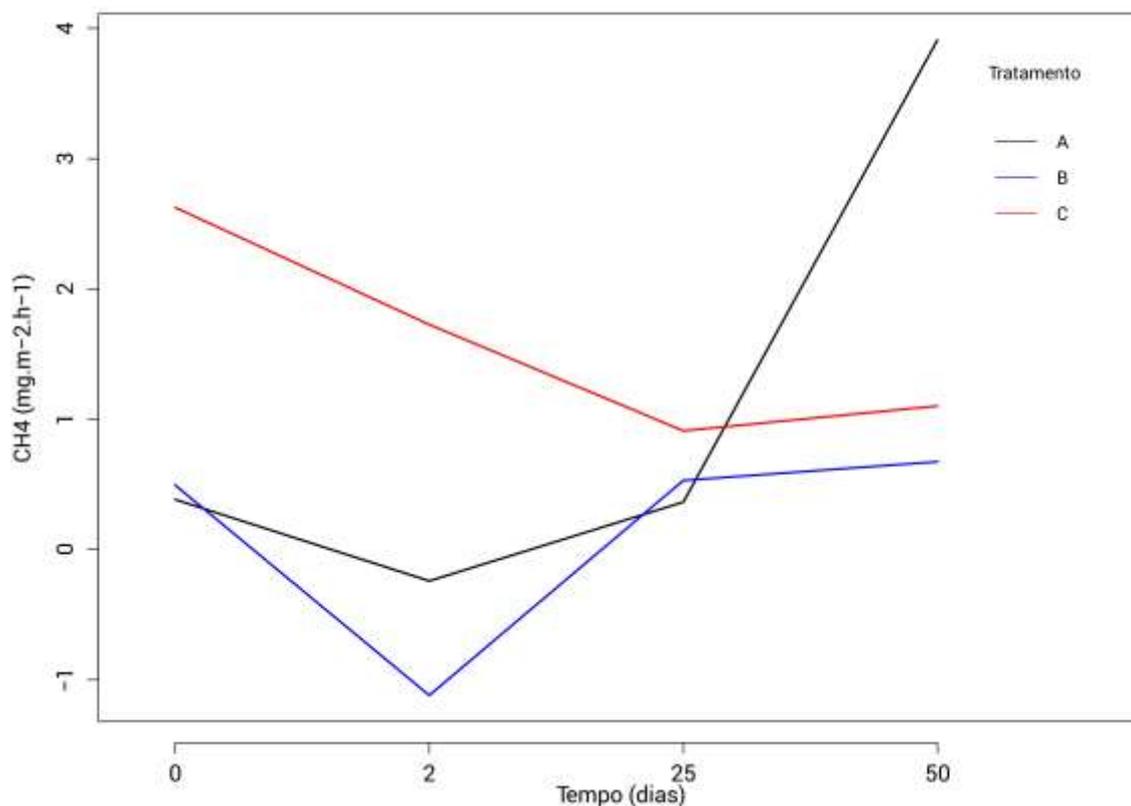
**Tabela 7.** Resultados da comparação de modelos através de critério de Akaike (AIC) e razão de verossimilhança para os diferentes gases do efeito estufa. **M1:** Modelo completo, com componente fixo (tratamento e amostragem) e com amostragem e período do dia no componente aleatório; **M2:** modelo com componente fixo (tratamento e amostragem) e apenas amostragem no componente aleatório; **M3:** modelo com componente fixo (tratamento e amostragem) e sem componente aleatório; **M4:** modelo apenas com o intercepto, sem variáveis preditoras.

CO <sub>2</sub>					
Modelo	GL	AIC	Teste	Verossimilhança	P
M1	15	1524.934			
M2	14	1522.934	1 vs 2	0.000	0.999
M3	13	1520.934	2 vs 3	0.000	0.999
M4	3	1515.131	3 vs 4	14.197	0.164
CH <sub>4</sub>					
Modelo	GL	AIC	Teste	Verossimilhança	P
M1	15	449.325			
M2	14	447.325	1 vs 2	0.000	1.000
M3	13	445.325	2 vs 3	0.000	0.999
M4	3	443.0325	3 vs 4	17.706	0.060
N <sub>2</sub> O					
Modelo	GL	AIC	Teste	Verossimilhança	P
M1	15	1374.994			
M2	14	1372.994	1 vs 2	0.000	0.999
M3	13	1370.994	2 vs 3	0.000	0.999
M4	3	1355.709	3 vs 4	4.715	0.909

**Tabela 8.** Análise do modelo 3, composto pelo tratamento e tempo como variáveis preditoras e tempo como efeito aleatório. Valores de  $P \leq 0.05$  indicam efeitos estatísticos significativos.

<b>Coefficientes:</b>		
	<b>t</b>	<b>P</b>
Intecepto	0.39	0.69
20:1	0.08	0.94
20:1*	1.51	0.13
Tempo 2	-0.45	0.65
Tempo 25	-0.01	0.99
Tempo 50	2.38	0.02
20/1: Tempo 2	-0.50	0.62
20/1*: Tempo 2	-0.13	0.89
20/1: Tempo 25	0.03	0.98
20/1*: Tempo 25	-0.82	0.41
20/1: Tempo 50	1.63	0.11
20/1*: Tempo 50	-2.37	0.02

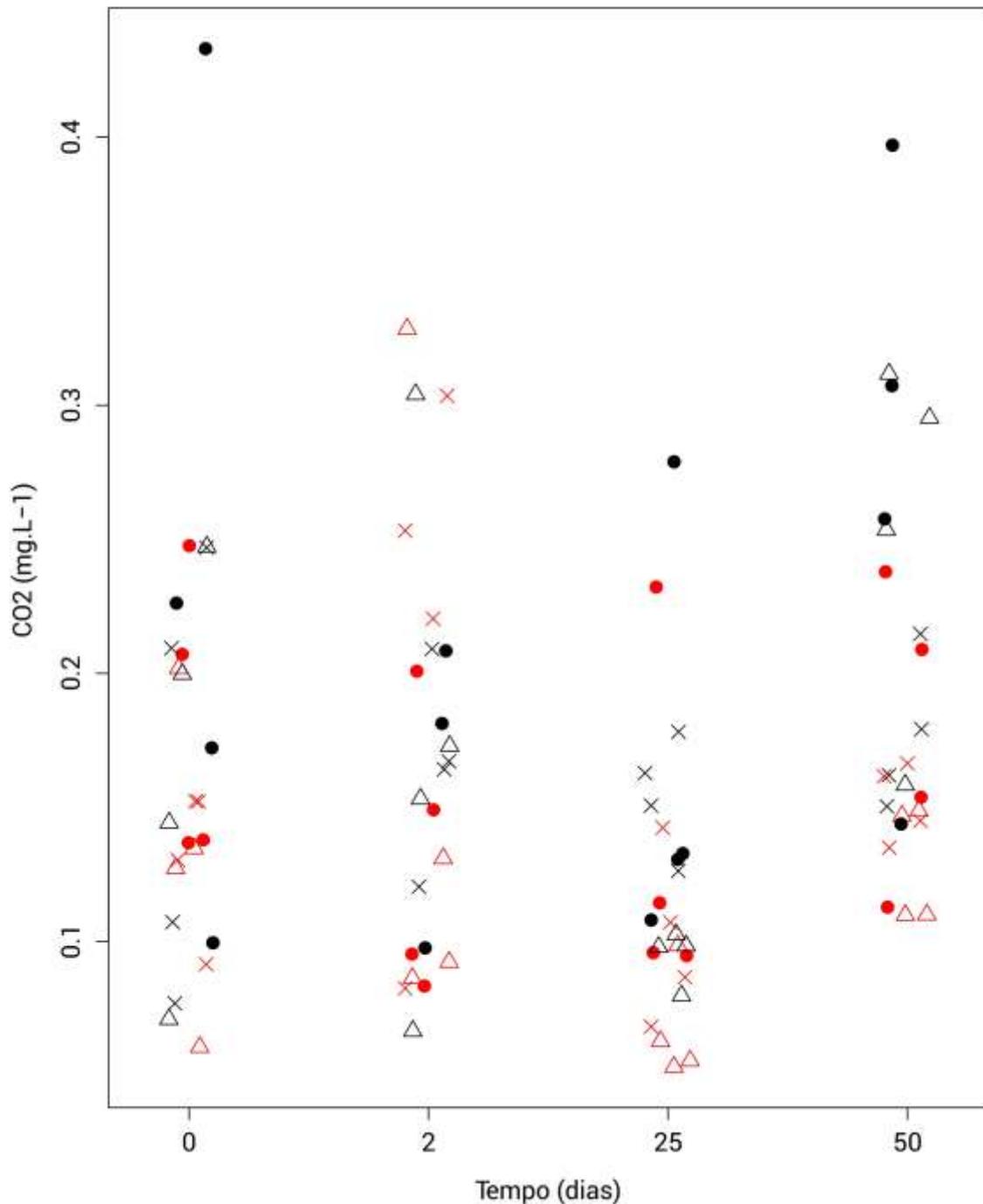
A análise gráfica da interação entre os tratamentos (Figura 14) mostra que no tempo 0 (antes da inclusão de melaço-de-cana), já existe variação do tratamento 20/1\* em relação aos demais. Porém todos se comportam da mesma maneira, com diminuição do fluxo de CH<sub>4</sub>. No tempo 2, o tratamento 20/1\* continua a diminuir o fluxo de CH<sub>4</sub> enquanto que os tratamentos restantes passar a aumentar o fluxo. Os tratamentos controle e 20/1 apresentam comportamento similar até o tempo 25. No tempo 50, ocorre diferença significativa entre controle e 20/1\*. Apesar de apresentar uma média menor que o tratamento 20/1\*, o tratamento 20/1 não mostrou diferença significativa em relação ao controle neste mesmo tempo (P: 0.11, tabela 8).



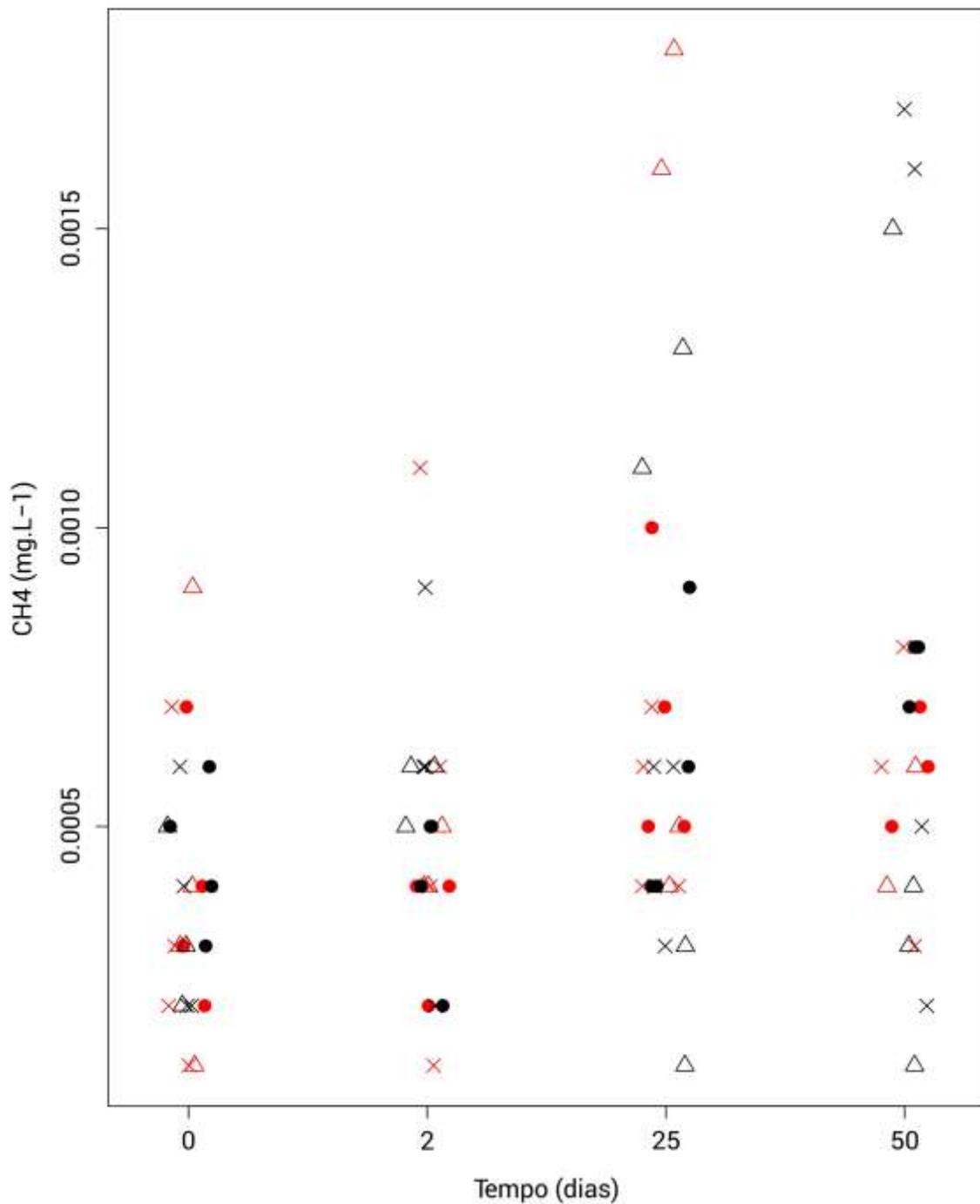
**Figura 14.** Gráfico de interação com as médias das taxas de difusão de metano para os tratamentos ao longo do tempo de cultivo.

Os dados de concentração dos gases dissolvidos também mostram grande variação em todas as amostragens (Figuras 15, 16 e 17). A concentração de CO<sub>2</sub> teve uma diminuição na amostragem de 25 dias com aumento na amostragem seguinte (50 dias) em todos os tratamentos (e.g. valores agrupados mais próximo de 0 – Figura 15). Os valores variaram de 0.08 a 0.61 mg.L<sup>-1</sup> para o tratamento controle, 0.05 a 0.33 mg.L<sup>-1</sup> para o tratamento 20/1 e 0.07 a 0.65 mg.L<sup>-1</sup> para o tratamento 20/1\*. A concentração de CH<sub>4</sub> aumentou no tratamento controle, em relação aos outros tratamentos, a partir da amostragem de 25 dias (e.g. maiores valores – Figura 16). As concentrações variaram de 0.0002 a 0.0354 mg.L<sup>-1</sup> no tratamento controle, 0.0001 a 0.0083 mg.L<sup>-1</sup> no tratamento 20/1 e 0.0001 a 0.0038 mg.L<sup>-1</sup> no tratamento 20/1\*. A variação da concentração de N<sub>2</sub>O foi a menor entre os três gases, com valor mínimo de 0.005 mg.L<sup>-1</sup> para os três tratamentos e máximo de 0.11 mg.L<sup>-1</sup> para o controle, 0.10 mg.L<sup>-1</sup> para o tratamento 20/1 e 0.09

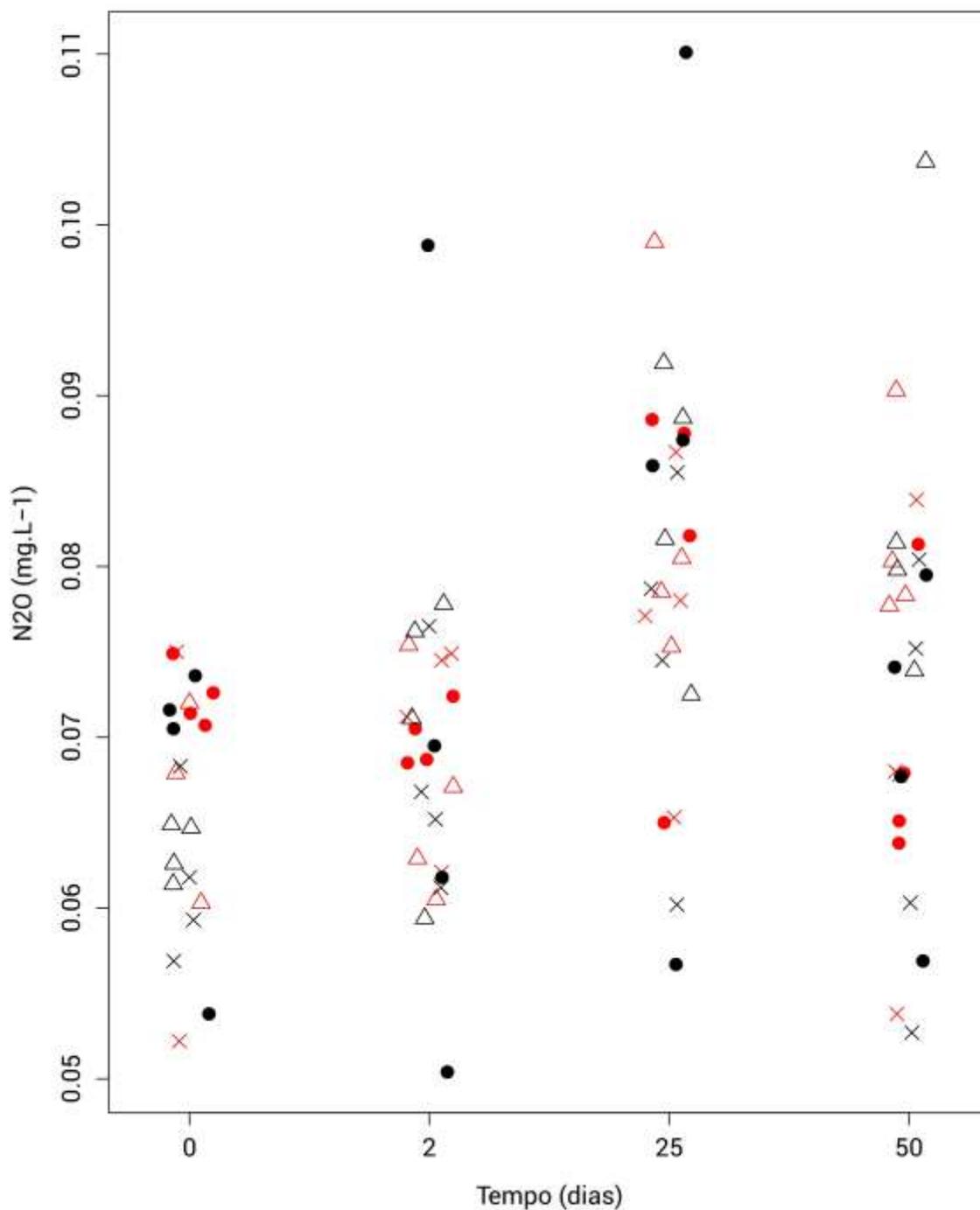
para o tratamento 20/1\*, mantendo sua concentração praticamente estável ao longo do experimento (Figura 17).



**Figura 15.** Dispersão dos dados de concentração de dióxido de carbono dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*.



**Figura 16.** Dispersão dos dados de concentração de metano dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*.



**Figura 17.** Dispersão dos dados de concentração de óxido nitroso dissolvido ao longo do período experimental. Cor vermelha indica medidas feitas no período diurno e preto feitas no período noturno. Círculo fechado indica o tratamento Controle; triângulo aberto indica tratamento 20/1; X indica tratamento 20/1\*.

## Discussão

Nossos resultados mostraram que um primeiro ponto importante a ser levantado é a ausência de um padrão temporal bem definido para o fluxo de GEE. Diferente do que esperávamos e da hipótese proposta, não houve um aumento da emissão após a inclusão do melaço como fonte de carbono nos tratamentos 20/1 e 20/1\* e posterior diminuição ao longo do tempo. Assunção et al., 2017 (em preparação) observaram um padrão de alta emissão e absorção no início do cultivo com redução a valores bem próximos de zero no final do cultivo. Nós observamos grande variação dos dados de fluxos de todos os GEE analisados mesmo dentro dos tratamentos ao longo de todo período de cultivo. Um dos fatores que pode ter influenciado essa variação é o fato de mesmo antes de receber os tratamentos (tempo 0), os viveiros experimentais já apresentarem comportamento diferente para os fluxos (e.g. Figura 6 e médias na tabela 2). Além da variação dos próprios viveiros, o fluxo de GEE em viveiros de aquicultura pode ser influenciado pelas variáveis físicas e químicas da água, tais como pH, OD e temperatura (Yang et al., 2015), atividade metabólica da comunidade autotrófica e tipo de sistema de cultivo (Hu et al., 2012; Yang et al., 2015).

Nossos dados das variáveis físicas e químicas da água estão dentro dos valores que são padrão para aquicultura (Zimmerman, 1998). Neste estudo, nosso foco principal foi primeiro quantificar o fluxo de gases e posteriormente analisar presença de padrões temporais nos mesmo fluxos. Por isso, apesar de observamos a presença da comunidade planctônica ao longo do experimento principalmente nos viveiros que receberam a adição de fonte de carbono orgânico, assim como Asaduzzaman et al., 2009 e Haque et al., 2015 registraram em seus estudos, não temos dados quantitativos e qualitativos a respeito dessa comunidade. Apesar de realizarmos uma amostragem dois dias após a adição de carbono orgânico na água de cultivo, nós não registramos um aumento no fluxo de GEE. Surpreendentemente, observamos uma diminuição do fluxo médio de GEE em todos os tratamentos, inclusive o controle, que não recebeu o melaço-de-cana. Nós sugerimos duas hipóteses para explicar essas observações: 1) o carbono adicionado foi rapidamente consumido e emitido antes de dois dias e 2) o carbono foi sendo consumido ao longo dos dias e não capturamos o seu padrão entre os tempos 2 e 25 dias. O desenvolvimento e multiplicação da comunidade

de bactérias heterotróficas que consomem a fonte de carbono, metabolizam e disponibilizam nutrientes para as outras comunidades é bastante rápido (Asaduzzaman et al., 2010; Haque et al., 2013), o que pode contribuir para o entendimento da dinâmica dentro dos viveiros em qualquer uma das hipóteses propostas. Além disso, o desenvolvimento da biomassa das mesmas bactérias, plâncton e dos organismos cultivados contribui para a regulação do ciclo rápido do carbono nestes ecossistemas, por meio da fotossíntese e respiração (NASA, 2011, Souza, 2015). A supersaturação do ambiente aquático faz com que o sistema atue como fonte de GEE (Zeng e Masiello, 2010; Souza, 2015). Nós observamos diversos valores de emissão e absorção (e.g. dados positivos e negativos, respectivamente; Figura 3, 4 e 5). Este fato mostra que o sistema pode ser muito dinâmico ao longo do período de cultivo e que a variação é muito grande, não sendo possível fazer afirmações mais conclusivas a respeito da dinâmica dos GEE.

Os fluxos médios de N<sub>2</sub>O neste estudo para todos os tratamentos (1.52 mg.m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) foram muito maiores comparados aos encontrados para o cultivo integrado de camarão e carpa (0.0012 – Yang et al., 2015) mas similares aos encontrados por Assunção, 2017 (em preparação) em cultivo integrado de camarão-da-amazônia e lambari (1.78 mg.m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Nós encontramos valores de fluxo de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (5.76 e 0.04 mg.m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) inferiores ao cultivo integrado de camarão e carpa (60.46 e 1.65 mg.m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) (Yang et al., 2015) e camarão-da-amazônia (34 e 0.79 mg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>) (Preto et al., 2013). Sugerimos que estas diferenças estão associadas ao uso da manipulação da razão C:N. A alteração da razão C:N para 20/1 já mostrou, em pesquisas anteriores, aumento na biomassa de bactérias heterotróficas, perifiton e plâncton (e.g. Asaduzzaman et al., 2009, Asaduzzaman et al., 2010). Essas comunidades são as principais fontes de alimento natural disponíveis nos viveiros de aquicultura (Haque et al., 2013). Em cultivo integrado da tilápia com camarão-da-malásia, foi observada diminuição dessas comunidades ao longo do período de cultivo devido ao seu consumo principalmente pelos peixes (Haque et al., 2013). Além do desenvolvimento das comunidades de menor nível trófico e consequente disponibilidade de alimento natural para as espécies cultivadas, o aumento da razão C:N para 20/1 apresentou uma melhora na qualidade da água pela redução de compostos

nitrogenados inorgânicos, como amônia e nitrito, que são tóxicos (Asaduzzaman et al., 2008). Essas informações mostram que os efeitos da manipulação da razão C:N na produção são conhecidos pela comunidade científica, mas não há registros do seu efeito na emissão de GEE. Apesar de não encontrarmos diferenças significativas entre os tratamentos, é importante destacar o registro de informações quantitativas dos fluxos de GEE com o cultivo integrado de espécies e também com a manipulação da razão C:N por fontes de carbono orgânicas e acessíveis aos produtores (e.g. farinha de milho, Haque et al., 2013, goma de tapioca, Asaduzzaman et al., 2010 e melão-de-cana, este estudo).

Apesar do melhor modelo que representa nossa variação ser o modelo somente com os interceptos, nós optamos por observar um modelo um pouco mais complexo, com tratamentos e tempo nas variáveis preditoras, pois foi o mais perto de apresentar diferenças significativas ( $P: 0.06$ ). A análise desse modelo mostra uma maior média do tratamento controle em relação ao tratamento 20/1\* no tempo 50 dias. Sugerimos que apesar de ter recebido a fonte de matéria orgânica, a redução da alimentação foi suficiente diminuir o efeito do melão. As dietas comerciais possuem uma razão de cerca de 10:1 da razão C:N e cerca de 50% de carbono (Asaduzzaman et al., 2011) e o melão-de-cana utilizado como fonte de carbono orgânico, aproximadamente 60%. Estes dois tratamentos mostraram comportamento diferente ao longo do cultivo, porém mostrando diferença significativa somente no tempo 50 (e.g. Figura 14). Por outro lado, o tratamento 20/1 apresentou comportamento semelhante ao controle, mudando somente no tempo 50. Porém, apesar de apresentar uma média menor que o tratamento 20/1\*, não houve diferença significativa com relação a nenhum dos tratamentos ( $P: 0,11$ ). Para este fato, sugerimos que a variação inicial dos tratamentos mesmo antes de receber a fonte de carbono orgânico somada a variação ao longo do período do experimento (e.g. desvio-padrão alto tabela 6) foi responsável por não captarmos essa diferença entre os tratamentos.

## **Conclusão**

Este estudo mostrou que a adição do melão-de-cana com ou sem a redução da oferta de dieta comercial não causou o efeito esperado de acordo com a hipótese proposta. Apesar de ser justificado um aumento do fluxo principalmente de  $\text{CO}_2$  logo após a adição do melão devido a sua degradação por bactérias

heterotróficas e ao longo do experimento pelo desenvolvimento da biomassa nos viveiros, não houve diferenças significativas entre os tratamentos nos fluxos de GEE entre os tratamentos propostos e nenhum padrão temporal para o fluxo de GEE ao longo do experimento.

## Referências

- Asaduzzaman M.; Salam M.A.; Wahab M.A.; Kunda M.; Rahman M.B. Effects of control of C/N ratio by low-cost carbohydrate addition on water quality and pond ecology in freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* post-larvae nursing system. *Bangladesh Journal of Fisheries Research*, 10, 2, 82–92, 2006.
- Asaduzzaman, M.; Wahab, M.A.; Verdegem, M.C.J.; Azim, M.E.; Haque, S.; Salam, M.A. C/N ratio control and substrate addition for periphyton development jointly enhance freshwater prawn *M. rosenbergii* production in ponds. *Aquaculture*, 280, 1-4, 117-123, 2008.
- Asaduzzaman, M.; Wahab, M.A.; Verdegem, M.C.J.; Benerjee, S.; Akter, T.; Hasan, M.M.; Azim, M.E. Effects of addition of tilapia *Oreochromis niloticus* and substrates for periphyton developments on pond ecology and production in C/N-controlled freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* farming systems. *Aquaculture*, 287, 3-4, 371-380, 2009.
- Asaduzzaman, M.; Rahman, M.M.; Azim, M.E.; Islam, M.A.; Wahab, M.A.; Verdegem, M.C.J.; Varreth, J.A.J. Effects of C/N ratio and substrate addition on natural food communities in freshwater prawn monoculture ponds. *Aquaculture*, 306, 1-4, 127-136, 2010.
- Asaduzzaman, M.; Wahab, M.A.; Verdegem, M.C.J. Freshwater prawn farming in a carbon-nitrogen controlled periphyton-based system: A sustainable approach to increase stagnant pond productivity. *Aquaculture Asia*, Volume 16, 1, 2011.
- Assunção, M.H.C.; Siqueira, T.S.; Valenti, W.C. Neutralidade de fluxos de GEE em viveiros de aquicultura de região tropical. Em preparação. 2017.

- Avnimelech, Y. C/N ratio as a control element in aquaculture systems. *Aquaculture*, 176, 3-4, 227–235, 1999.
- Azim, M.E.; Verdegem, M.C.J.; Mantingh, I.; van Dam, A.A.; Beveridge, M.C.M. Ingestion and utilization of periphyton grown on artificial substrates by Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* L. *Aquaculture Research*, 34, 1, 85–92, 2003.
- Boyd, C.E. Aquaculture ponds hold carbon. *Global Aquaculture Advocate*. Mar/Abr, 23-24, 2010.
- Chopin, T.; Buschmann, A.H.; Halling, C.; Twell, M.; Kautsky, N.; Neori, A.; Kraemer, G.P.; Zertuche-González, J.A.; Yarish, C.; Neefus, C. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology*, 37, 6, 975-986, 2001.
- Chopin, T. Integrated Multi-Trophic Aquaculture. What it is and why you should care...and don't confuse it with polyculture. *Northern Aquaculture*, 12, 4, 2006.
- Fang J.; Zhang J.; Xiao T.; Huang D.; Liu S. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in Sanggou Bay, China. *Aquaculture Environment Interactions*, 8, 201-205, 2016.
- Ferreira, J.G.; Falconer, L.; Kittiwanch, J.; Ross, L.; Saurel, C.; Wellman, K.; Zhu, C.B.; Suvanachai, P. Analysis of production and environmental effects of Nile tilapia and white shrimp culture in Thailand. *Aquaculture*, 447, 23-36, 2014.
- Food and Agricultural Organization (FAO). Estado mundial da pesca e aquicultura (SOFIA) 2016. Food and Agricultural Organization of the United Nations., Rome, Italy, 2016.
- Haque, M.R.; Islam, M.A.; Rhaman, M.M.; Shirin, M.F.; Wahab, M.A.; Azim, M.E. Effects of C/N ratio and periphyton substrates on pond ecology and production performance in giant freshwater prawn *M. rosenbergii* (De Man, 1879) and tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) polyculture system. *Aquaculture Research*, 46, 5, 1139-1155, 2013.
- Hu, Z.; Lee, J.W.; Chandran, K.; Kim, S.; Khanal, S.K. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O)

- emission from aquaculture system: a review. *Environmental Science & Technology*, 46, 12, 6470-6480, 2012.
- Hu, Z., Lee, J.W., Chandran, K., Kim, S., Sharma, K., Brotto, A.C., Khanal, S.K. Nitrogen transformations in intensive aquaculture system and its implication to climate change through nitrous oxide emission. *Bioresource Technology*, 130, 314-320, 2013.
- International Panel of Climate Changes (IPCC). Climate change 2013: The Physical Science Basis. Disponível Online: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/#.UuJiBvRTuIU>. 2013.
- Legendre, P.; Legendre, L. "Numerical ecology: second English edition." *Developments in environmental modelling*, Elsevier, Amsterdam, 1998.
- Marotta, H.; Duarte, C.M.; Guimarães-Souza, B.A.; Enrich-Prast, A. Synergistic control of CO<sub>2</sub> emissions by fish and nutrients in a humic tropical lake. *Ecosystem Ecology*, 168, 3, 839-847, 2012.
- Matvienko, E. S.; Rosa, L.P.; Santos, M.A.; De Filippo, R.; Cimblaris, A.C.P. Gas release from a reservoir in the filling stage, in: W.D. Williams (Ed.) *International Association of Theoretical and Applied Limnology, Proceedings*, 27, 3, 1415-1419, 2001.
- Natchimuthu, S.; Selvam, B.P.; Bastviken, D. Influence of weather variables on methane and carbon dioxide flux from a shallow pond. *Biogeochemistry*, 119, 1, 403-413, 2014.
- NASA, The Carbon Cycle. Disponível online: <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle/> 2011.
- NASA. Evidences, Climate change: How do we know? Disponível online: [climate.nasa.gov/evidence/](http://climate.nasa.gov/evidence/) 2016.
- Neori, A.; Chopin, T.; Troell, M.; Buschmann, A.; Kraemer, G.; Halling, C.; Shpigel, M.; Yarish, C. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art

- emphasizing seaweed bioinfiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231, 1-4, 361-391, 2004.
- NOAA. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Disponível online: <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/full.html> 2017a.
- NOAA. National Centers for Environmental Information, State of the Climate: Global Analysis for February 2017, published online March 2017, retrieved on March 22, 2017 from <http://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201702>. 2017b.
- Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Henry, M.; Stevens, H.; Wagner, H. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2013.
- Palma-Silva, C.; Marinho, C.C.; Albertoni, F.E.; Giacomini, I.B.; Barros, M.P.F.; Furlanetto, L.M.; Trindade, C.R.T.; Esteves, F.A. Methane emissions in two small shallow neotropical lakes: the role of temperature and trophic level. *Atmospheric Environment*, 81, 373-379, 2013.
- Preto, B.L.; Henares, M.N.P.; Kimpara, J.M.; Valenti, W.C. Greenhouse Emissions From Aquaculture. *Global Aquaculture Advocate*. Jan/Fev, 53-55, 2015.
- R Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/> 2013.
- Selvam, B. P.; Natchimuthu, S.; Arunachalam, L.; Bastviken, D. Methane and carbon dioxide emissions from inland waters in India – implications for large scale greenhouse gas balances. *Global Change Biology*, 20, 11, 3397–3407, 2014.
- Souza, R.S. Emissão de gases de carbono em ecossistemas aquáticos subtropicais continentais: De padrões locais a mudanças climáticas. 2015, 193 p. Tese de doutorado, UFRGS, 2015.

Tang Q.; Zhang J.; Fang J; Shellfish and seaweed mariculture increase atmospheric CO<sub>2</sub> absorption by coastal ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 424, 97–104, 2011.

Tranvik, L.J.; Downing, J.A.; Cotner, J.B. et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54, 6(parte 2), 2298-2314, 2009.

Uddin, S.; Azim, M.E.; Wahab, A.; Verdegem, M.C.J. The potential of mixed culture of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*) and freshwater giant prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) in periphyton-based systems. *Aquaculture Research*, 37, 3, 241-247, 2006.

Williams J.; Crutzen P.J. Perspectives on our planet in the Anthropocene. *Environmental Chemistry* 10, 269-280, 2013.

Williamson, C.E.; Saros, J.E.; Vincent, W.F.; Smol, J.P. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54, 6 (parte 2), 2273-2282, 2009.

Yang, P.; He, Q.; Huang, J.; Tong, C. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. *Atmospheric Environment*, 115, 269-277, 2015.

Zeng, F.W.; Masiello, C.A. Sources of CO<sub>2</sub> evasion from two subtropical rivers in North America. *Biogeochemistry*, 100, 1-3, 211-215, 2010.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, 2009.

### **Considerações finais**

De maneira geral, os dois experimentos mostraram que não houve diferenças entre os tratamentos propostos e os considerados controle. Nós aplicamos a mesma metodologia de coleta de dados para ambos os experimentos. Os

experimentos foram desenvolvidos de maneira semelhante, com objetivo geral de quantificar os fluxos de GEE em sistemas de aquicultura, uma vez que essa é uma lacuna dentro desta atividade de produção e também verificar a variação temporal dos fluxos ao longo do período de cultivo. Dentro de cada experimento foram desenvolvidas perguntas e hipóteses mais específicas, embasando nossos delineamentos para tentar respondê-las. Os modelos considerados mais simples segundo o critério de Akaike, somente com os interceptos e sem nenhuma variável preditora ou componente aleatório foram os melhores em ambos os experimentos. No primeiro capítulo encontramos um padrão de neutralidade e diminuição dos fluxos no fim do período de cultivo, enquanto que no segundo capítulo, encontramos muita variação dos fluxos mesmo dentro das réplicas do mesmo tratamento, ao longo de todo período de cultivo. Os valores dos fluxos também se mostraram muito variáveis quando comparados com os poucos trabalhos que mensuram a emissão em sistemas de aquicultura. Nossos resultados podem ilustrar o porque da falta de consenso em considerar os sistemas de produção em aquicultura como fontes ou sumidouros de GEE, devido a sua grande variação que pode ser causada por diversos fatores como as espécies produzidas, tipo de sistema, comunidade microbiana ou planctônica, além das variáveis físicas e químicas e do clima da região. Além disso, os resultados mostram que esses sistemas podem se comportar de forma neutra em ciclos curtos de produção, com emissões e absorção de GEE na mesma intensidade e diminuição da intensidade dos fluxos no final do período de cultivo. Nós concordamos que o número reduzido de réplicas pode fazer com que as análises de dados fiquem menos robustas, mas a restrição de espaço e o custo das análises, pelo fato de ser uma nova tecnologia de detecção, são uma barreira que impossibilita a melhora neste sentido. Apesar disso, ressaltamos a importância de gerar dados quantitativos para o setor de aquicultura, que é o setor de produção que mais cresce atualmente e esse crescimento carece de um acompanhamento para ser feito de forma otimizada e eficiente, com menos impactos. A preocupação acerca das mudanças climáticas é global e com o aumento da concentração de GEE na atmosfera sendo associado principalmente a fontes antrópicas, é extremamente necessário e justificável a realização de trabalhos como este.