

VI-108 – ELEVADAS EMISSÕES DE CO₂ EM SEDIMENTOS COM CULTIVOS AGRÍCOLAS APÓS INUNDAÇÃO

Thaís Lopes Pinheiro⁽¹⁾

Engenheira Civil pela Universidade Potiguar. Mestranda em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN).

Vanessa Becker⁽²⁾

Bióloga pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC-RS). Doutora em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Pós-doutora pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), e pela Wageningen University (WUR – Holanda).

André Megali Amado⁽³⁾

Biólogo pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Doutor em Ecologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Endereço⁽¹⁾: Rua Marcílio Furtado, 2050 – Lagoa Nova – Natal – RN – CEP: 59063-360 – Brasil – Tel: (84) 99600-9627 – email: thaislopes.ec@gmail.com

RESUMO

Ecossistemas aquáticos continentais (rios, lagos e reservatórios) podem atuar como sumidouros de carbono orgânico ou como fontes de dióxido de carbono (CO₂) para a atmosfera, sendo os sedimentos desses compartimentos sítios ativos de armazenamento e mineralização de carbono. Em decorrência das mudanças climáticas, as regiões semiáridas, já naturalmente estressadas pela baixa disponibilidade de água, experimentam profundas alterações nas quantidades de precipitação. Essas alterações têm comprometido o funcionamento dos reservatórios utilizados para os múltiplos usos da população devido à redução brusca de seus volumes. Em decorrência das grandes flutuações de nível d'água que esses reservatórios experimentam, os sedimentos desses compartimentos podem ficar expostos. A exposição dos sedimentos permite que grandes áreas de reservatórios sejam convertidas em cultivos de vegetações para os mais diversos fins. Essa conversão tem alterado a estrutura do ecossistema e causado mudanças nos serviços ecossistêmicos. Aqui, nós determinamos as emissões de CO₂ de núcleos de sedimentos expostos com vegetação e sem vegetação após um ciclo de reidratação. As emissões de CO₂ foram de 33,92 mgC m⁻² d⁻¹ e de 12,87 mgC m⁻² d⁻¹ nos tubos com vegetação e sem vegetação, respectivamente. Isso mostra que as taxas potenciais de produção de dióxido de carbono em sedimentos após evento de reidratação são maiores nas áreas cujo sedimento contém vegetação. As características dos tubos com vegetação (forte presença de matéria orgânica, plantas e nutrientes) se mostraram importantes preditoras para os fluxos de CO₂. O estudo foi realizado em escala experimental durante o período de 49 dias.

PALAVRAS-CHAVE: CO₂, Seca prolongada, Agricultura, Reservatórios artificiais.

INTRODUÇÃO

O CO₂ é um dos principais gases causadores do efeito estufa (GEE) (FORSTER, 2007). Ele desempenha um papel importante no equilíbrio térmico da atmosfera terrestre e o potencial de contribuição deste para o aquecimento global vem sendo amplamente discutido nos últimos anos (IPCC, 2014). O efeito causado pela emissão e apreensão do CO₂ não é transitório e deve ser visto como precursor das mudanças climáticas, dado que a estabilização global da temperatura terrestre nos próximos séculos só poderá ser alcançada se as emissões forem reduzidas a, aproximadamente, zero ((MATTHEWS; CALDEIRA, 2008). Por isso, a quantificação das taxas de emissão e absorção do orçamento global do carbono é parte essencial da mitigação das mudanças climáticas.

Tais mudanças climáticas têm acarretado o aumento das temperaturas e afetado os regimes de pluviosidade de todo o Planeta, aumentando a frequência de ocorrência de eventos extremos (secas prolongadas e chuvas intensas) em todo o mundo (IPCC, 2014). Isso deve alterar o balanço hídrico na superfície terrestre e a disponibilidade de água nos ecossistemas aquáticos através do aumento da variação na quantidade e na intensidade das precipitações.

Ecossistemas aquáticos continentais (rios, lagos e reservatórios), apesar de ocuparem apenas uma pequena faixa de área superficial da Terra (VERPOORTER et al., 2014), representam um componente ativo e regulador do ciclo global do carbono (C) (COLE et al., 2007). Esses sistemas transportam, transformam e armazenam quantidades consideráveis de C, sendo os sedimentos desses compartimentos os principais sítios de acumulação de carbono (TRANVIK et al., 2009). Em geral, os ecossistemas de água doce podem ser considerados sumidouros de carbono ou podem atuar como fontes de CO₂ para a atmosfera (BASTVIKEN et al., 2011; RAYMOND et al., 2013).

As regiões semiáridas, por exemplo, já naturalmente estressadas pela baixa disponibilidade de água, em decorrência dos longos períodos de escassez de precipitações e das altas taxas de evapotranspiração decorrentes das elevadas temperaturas (MARENGO et al., 2010), experimentam profundas mudanças nos padrões de precipitação devido ao aumento na frequência e na intensidade das secas projetado pelo IPCC - Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2014). Os ecossistemas de água doce localizados nessas regiões secam sazonalmente em consequência dos longos períodos de estiagem a que são submetidos e experimentam flutuações recorrentes do nível de água (BARBOSA et al., 2012).

Dentre esses sistemas estão os reservatórios artificiais (barragens), compartimentos construídos em larga escala nas regiões semiáridas para armazenar água e controlar enchentes (WCD, 2001). Devido às grandes flutuações de nível d'água que esses reservatórios enfrentam, os sedimentos anteriormente inundados ficam expostos à atmosfera quando submetidos a secas muito longas. A exposição regular do sedimento pode alterar o fluxo do carbono nesses compartimentos (MENDONÇA et al., 2014), devido a mudanças nos equilíbrios de C (PEKEL et al., 2016; WATTENBACH et al., 2013). Do mesmo modo, eventos de reumedecimento após longos períodos secos podem causar mudanças significativas nas características físico-químicas do ambiente, desencadeando um aumento nos fluxos de CO₂ em resposta à reinundação de sedimentos anteriormente expostos (KOSTEN et al., 2018; THOMAS; HOON, 2010).

A exposição dos sedimentos também permite a modificação dos usos da terra. Grandes áreas de reservatórios têm sido convertidas em cultivos de vegetações para os mais diversos fins, a fim de atender às crescentes demandas da população. Estas conversões alteram a estrutura do ecossistema, promovendo perdas na paisagem natural e mudanças nos serviços ecossistêmicos, que podem implicar no aumento da carga de nutrientes (KAUSHAL et al., 2014). Eventos de precipitação desencadeiam uma série de resposta das plantas e do solo (SPONSELLER, 2007) através do revolvimento do sedimento e podem influenciar na emissão de GEE para a atmosfera (JACINTHE, 2015).

A substituição do ambiente natural pela prática agrícola e sua implicação na emissão dos GEE é bem documentada em wetlands de todo o mundo (FURLANETTO et al., 2018; LLOYD; REBELO; MAX FINLAYSON, 2013). No entanto, os efeitos do uso dos sedimentos expostos de reservatórios para fins agrícolas na mineralização do carbono e consequente produção de CO₂ após eventos de precipitação permanecem desconhecidos. Levando em consideração que os sistemas aquáticos das regiões semiáridas estão propensos aos fenômenos de esgotamento hídrico, devido às suas características climáticas, torna-se bastante relevante estudar os efeitos da exposição e posterior reinundação dos sedimentos nos fluxos de CO₂. Dessa forma, o objetivo deste estudo é analisar o fluxo de CO₂ em sedimentos secos de um reservatório artificial da região semiárida após simulação de enchimento em escala experimental, comparando a resposta de sedimentos com vegetação e sem vegetação. Assim, busca-se obter informações sobre o impacto de reservatórios artificiais na atenuação ou intensificação do efeito estufa quando estiverem novamente cheios.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Amostras de sedimentos foram retiradas do reservatório artificial (barragem) Dourado, localizado no município de Currais Novos (6°15'47"S; 36°31'4"W). Ele está inserido na bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açú (~43.682 km²), sub-bacia do Rio Seridó, região semiárida do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. É utilizado (quando cheio) majoritariamente para abastecimento humano, irrigação, dessedentação de animais e recreação (Figura 01).

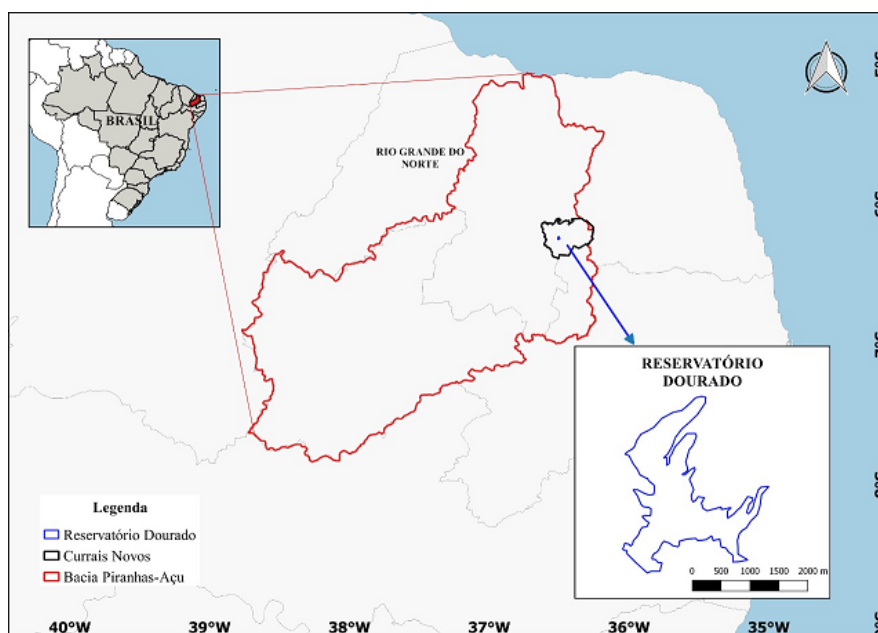


Figura 01: Localização do reservatório Dourado, no Estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil.

O clima da região é classificado como semiárido tropical (BSH), caracterizado por ser quente e seco, de acordo com a classificação proposta por Köppen (ALVARES et al., 2014). As elevadas temperaturas médias anuais de 27,5°C e as altas taxas de evapotranspiração (BEZERRA JÚNIOR; SILVA, 2007) acarretam um déficit no balanço hídrico durante boa parte do ano. A precipitação média normal é de 580 mm/ano e o período chuvoso compreende os meses de fevereiro a maio. Entretanto, a região semiárida potiguar enfrenta um prolongado período de seca que se estende desde o ano de 2012 até os dias atuais, com chuvas abaixo da média, que tem levado à diminuição brusca do volume do reservatório. O reservatório encontra-se seco (0% da sua capacidade total de acumulação) desde outubro de 2017 (SEMARH, 2019).

No entorno do reservatório predominam os neossolos litólicos (rasos, pouco desenvolvidos, assentados diretamente sobre rochas) de textura argilo-arenosa, com prevalência da fração granulométrica areia nos primeiros centímetros de solo (EMBRAPA, 2006; OLIVEIRA, 2012). Com relação aos teores de matéria orgânica (MO), encontrados nas zonas ripárias, o reservatório apresenta porcentagens médias de MO de 3,8% nas camadas mais superficiais em decorrência das atividades de pecuária e agricultura praticadas nas áreas adjacentes (OLIVEIRA, 2012).

A porcentagem de cobertura vegetal nos sedimentos expostos do reservatório é, até então, desconhecida. No entanto, é perceptível que uma parcela considerável do reservatório foi tomada para plantação de espécies vegetais, em sua maioria por *Pennisetum purpureum*, *Schum* (capim elefante comum). No espaço entre as plantações estão os sedimentos completamente expostos à atmosfera. Dessa forma, os sedimentos do reservatório foram divididos, neste estudo, em sedimentos com vegetação (sob plantas) – DOU-C e sedimentos sem vegetação (espaço interplantado) – DOU-S.

AMOSTRAGEM DOS SEDIMENTOS E INCUBAÇÃO

A amostragem e o acondicionamento dos sedimentos foram feitos em tubos de Policloreto de Vinila (PVC) de 30cm de comprimento e 10cm de diâmetro sem perturbação visível dos sedimentos. A coleta se dividiu em dois pontos do reservatório completamente seco: com vegetação e sem vegetação. Em cada ponto, escolhidos aleatoriamente, foram coletados quatro núcleos representando réplicas (DOU-C – 01, 02, 03, 04 e DOU-S – 01, 02, 03, 04) (n = 4) e um controle DOU-C (C) e DOU-S (C), cada um deles com perfis de 10cm de sedimento. As amostras foram transportadas até o laboratório após a coleta e foram mantidas a temperatura ambiente por um período de 24 dias antes do início da incubação. No laboratório, foram adicionados 15cm (1,2 litros) de água destilada nas quatro réplicas de cada ambiente (os controles permaneceram apenas com

sedimento), visando simular a reinundação dos sedimentos expostos e buscando determinar as respostas dos sedimentos à precipitação, tendo sido deixado 5 cm de atmosfera interna em cada tubo (*headspace*) (Figura 02). A água foi adicionada com auxílio de uma pisseta e a taxa de aplicação foi ajustada para evitar o revolvimento total dos sedimentos.

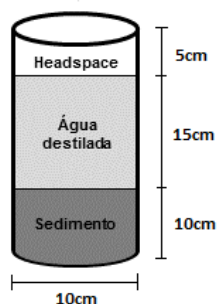


Figura 02: Incubação dos núcleos de sedimentos.

Os microcosmos foram incubados por 49 dias, abertos a uma temperatura de 27°C (± 3 °C), visando replicar as condições ambientais. O nível de água foi mantido constante durante todo o período de incubação (adicionando água destilada diariamente) para compensar as perdas devido à evaporação, de forma que o volume de água nos tubos permanecesse o mesmo durante a medição diária dos gases.

Durante o experimento, foram realizadas medições das concentrações de CO₂ no *headspace* (espaço livre acima da água sobrenadante que simula a atmosfera) e na água sobrenadante (espaço localizado acima do sedimento) diariamente, tendo sido feita a primeira medição imediatamente após a reinundação dos sedimentos nos tubos. Diariamente também foram medidos oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (CE), temperatura e turbidez da água. Semanalmente, foram feitas medições de fósforo total (PT), fósforo reativo solúvel (FRS), carbono orgânico dissolvido (COD) e nitrogênio total (NT) na água sobrenadante. No final do período de incubação, a água foi retirada dos tubos cuidadosamente com o auxílio de uma mangueira conectada a uma bomba de sucção. Após a água ter sido removida, foram coletadas amostras de sedimento para análise de teor de água (umidade), PT, NT e teor de carbono.

PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

Para as medições diárias dos fluxos de CO₂ no *headspace*, os núcleos foram fechados na extremidade superior com tampas de PVC estanque ao gás por um período de 9 minutos. A tampa tinha um conector de entrada e saída acoplado a um analisador de gás por ondas infravermelho (IRGA). A cada 3 minutos, sendo a primeira leitura feita no minuto 0, obtinha-se uma concentração de gás no *headspace*. Dessa forma, em cada núcleo, foram feitas quatro medições diárias de concentração de dióxido de carbono (0 minutos, 3 minutos, 6 minutos e 9 minutos). As taxas difusivas diárias do gás foram determinadas através do aumento linear da concentração dos gases ao longo do período total de incubação diário (9 minutos), tomando o volume do *headspace* em conta (ALMEIDA et al., 2016).

Para avaliar a possível liberação de CO₂ do sedimento para a água sobrejacente após a reinundação, foram extraídas diariamente 10 mL de amostra de água de cada tubo utilizando uma seringa de 20 mL. Juntamente com os 10 mL de água eram extraídos também 10 mL de ar do *headspace*. As seringas eram agitadas por um período de um minuto para que os gases dissolvidos na água se desprendessem e fossem liberados para o *headspace*. As amostras de ar do *headspace* foram então analisadas com o analisador de gás infravermelho (IRGA) para registrar as concentrações de CO₂ na água, respectivamente.

As medições diárias de concentração de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, temperatura e turbidez na água sobrenadante foram realizadas com auxílio de sonda de monitoramento (YSI 6920 V2). Semanalmente, amostras da água sobrejacente eram retiradas cuidadosamente com o auxílio de uma seringa para a leitura das concentrações de FRS e PT através de espectrofotometria (MURPHY, J.; RILEY, 1962) e COD e NT através de um analisador de carbono orgânico total (Shimadzu, TOC-L) para avaliar possíveis liberações de fósforo,

carbono e nitrogênio do sedimento para a água sobrenadante. As amostras de FRS, COD e NT foram filtradas antes das análises com filtros de microfibras de vidro de tamanho de poro 0,6 μm (25mm, Sartorius Stedim).

Para as análises de teor de água (umidade), PT, NT e teor de carbono dos sedimentos após a retirada da água dos tubos, foram separadas aproximadamente 7 g de amostras de cada tubo, que foram secas a 60 °C por 48 horas. O teor de umidade foi calculado pela relação entre o peso da água e o peso do sedimento seco. As amostras foram homogeneizadas e cerca de 0,3 g das amostras foram separadas e dissolvidas em água para as análises de FT e NT pelo método da digestão com persulfato (VALDERRAMA, 1981). Para encontrar o conteúdo total de C restante no sedimento após a retirada da água foi utilizado o método de oxidação catalítica a uma temperatura de 900 °C de 0,3 g de amostras de sedimento utilizando um analisador de carbono orgânico total (Shimadzu, SSM5000A).

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As diferenças entre as emissões totais de CO₂ no *headspace* e a concentração do gás na água sobrenadante dos tubos com vegetação e sem vegetação após a reinundação foram testadas com o test t de Student não pareado utilizando o R Software R i386 3.5.3. A normalidade (Shapiro test) e a homogeneidade de variância (Levene test) foram testadas. As taxas de produção de CO₂ foram transformadas (log10) para minimizar a variância e normalizar a distribuição.

RESULTADOS

As emissões médias diárias no *headspace* de CO₂ nos ambientes com vegetação (DOU-C) durante todo o período de incubação foram de 33,92 (\pm 10,08) mg C m⁻² d⁻¹. Os fluxos médios de CO₂ nas áreas sem vegetação (DOU-S) foram de 12,87 (\pm 4,58) mg m⁻² d⁻¹. As emissões nos ambientes com vegetação variaram consideravelmente ao longo do período de incubação (Figura 03). O pico de emissão de CO₂ ocorreu na réplica DOU-C04 no dia 14, com valor de 83,63 mg C m⁻² d⁻¹. As emissões de CO₂ nas áreas sem vegetação não variaram de forma considerável ao longo dos dias. Houve um pico de emissão de CO₂ no início da incubação com posterior queda e estabilização (Figura 03). O pico de emissão de dióxido de carbono nas áreas sem vegetação ocorreu no núcleo DOU-S04 logo no segundo dia, com valor de 50,56 mg m⁻² d⁻¹. Dessa forma, as taxas de emissão de CO₂ nas áreas vegetadas foram 2,6 vezes maiores que as taxas de emissão nas áreas não vegetadas.

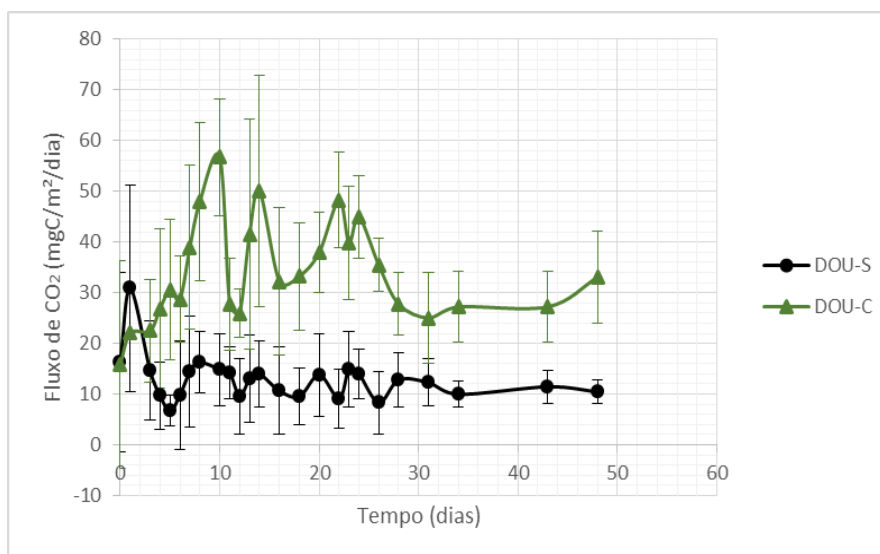


Figura 03: Fluxo de CO₂ no *headspace* durante o período de incubação nos ambientes com vegetação (DOU-C) e sem vegetação (DOU-S).

Nos tubos de sedimentos com vegetação, as concentrações médias de CO₂ na água foram de 1.777,34 ppm. As concentrações de CO₂ aumentaram linearmente nos primeiros dias e permaneceram altas durante todo o período de incubação, tendo ocorrido um pico no 24º dia de experimento (Figura 04). Nos tubos com sedimentos sem vegetação, as concentrações médias foram de 1073,03 ppm de CO₂. Nesses tubos, as concentrações de dióxido de carbono variaram muito durante o tempo de incubação e o pico ocorreu no dia 13. Neste caso, as concentrações de CO₂ na água sobrenadante também foram significativamente maiores nos tubos com presença de vegetação nos sedimentos.

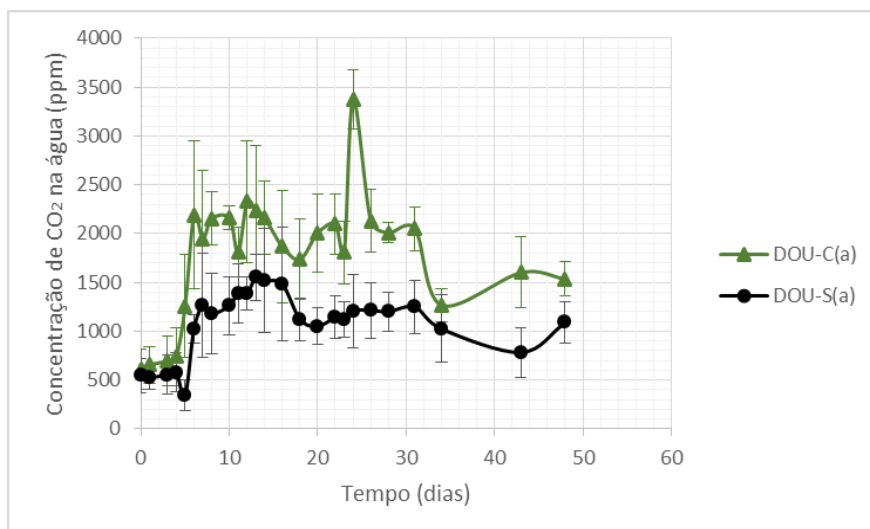


Figura 04: Concentração de CO₂ na água sobrenadante durante o período de incubação nos ambientes com vegetação (DOU-C) e sem vegetação (DOU-S).

Alguns fatores importantes destacam as diferenças entre os ambientes com e sem vegetação. Primeiro, as concentrações de oxigênio dissolvido na coluna de água foram menores nas áreas com vegetação ($p < 0,001$). Em segundo lugar, as áreas com vegetação apresentaram maiores médias de carbono ($p = 0,049$), nitrogênio ($p = 0,005$) e fósforo ($p = 0,047$) no sedimento. Assim como no sedimento em si, os tubos com vegetação apresentaram maior liberação de FRS ($p = 0,006$) e PT ($p = 0,019$) do sedimento para a coluna d'água. As concentrações de COD e NT na água sobrenadante não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os dois tratamentos. O teor de água presente nos sedimentos dos tubos com vegetação no final do experimento foi de 50,6% e nos sedimentos sem vegetação foi de 45,6%. No *headspace*, os fluxos de gás carbônico ($p < 0,001$) dos ambientes com vegetação foram significativamente maiores que nos ambientes sem vegetação. Com relação às concentrações de CO₂ na água sobrenadante, os tubos com vegetação também apresentaram valores significativamente maiores ($p < 0,001$) do que os tubos sem vegetação.

DISCUSSÃO

A taxa de produção de CO₂ após a inundação dos sedimentos foi significativamente maior nas áreas com vegetação. Isso pode ser atribuído às maiores taxas de decomposição na presença do capim, devido às maiores quantidades de matéria orgânica e nutrientes bio-disponíveis (BORKEN; MATZNER, 2009; KIM et al., 2015; SHI et al., 2011) no sedimento, explicada pela presença de cobertura vegetal (SANZ-COBENA et al., 2013; SPONSELLER, 2007), que aumenta a intensidade da atividade microbiana (evidenciada pelas menores concentrações de oxigênio dissolvido nos tubos com vegetação). Os substratos se tornam, dessa forma, prontamente disponíveis ao ataque microbiano como resultado da ruptura e liberação de agregados, previamente protegidos, durante o umedecimento do solo (BORKEN; MATZNER, 2009; VERPOORTER et al., 2014). Além disso, a presença de raízes nos tubos com vegetação contribui para a infiltração da água da chuva nos espaços porosos dos sedimentos. A água pode deslocar o ar enriquecido em CO₂ que se acumula nos poros durante períodos secos, contribuindo para o fluxo do gás para a atmosfera (HUXMAN et al., 2004).

A reidratação dos sedimentos secos aumentou consideravelmente o fluxo de CO₂ para a atmosfera do primeiro para o segundo dia de incubação em todos os tubos, resultado também documentado em outros estudos

(FROMIN et al., 2010; GALLO et al., 2014). Episódios de reidratação após um longo período de exposição dos sedimentos podem desencadear pulsos de respiração microbiana e, consequentemente, a liberação de gases, fenômeno conhecido como “efeito Birch” (BIRCH, 1958).

Apesar do aumento inicial nas emissões de CO₂ para a atmosfera após a reidratação dos sedimentos, a intensidade das emissões variou fortemente durante o período de incubação. Os picos de emissão de CO₂ nos tubos com vegetação ocorreram apenas no décimo dia de experimento. Isso indica que, no caso da emissão de CO₂, o oxigênio levou um tempo para ser assimilado pelas bactérias aeróbias decompositoras da matéria orgânica. Um atraso na resposta da comunidade microbiana a regimes de umidade alterados foi observado em sedimentos de rios reinundados (POHLON; FANDINO; MARXSEN, 2013). Ajustes fisiológicos ou resiliência da comunidade microbiana podem atrasar o rearranjo estrutural em resposta a mudanças temporárias na umidade e na aeração (JIN et al., 2016). Já nos tubos sem vegetação, os picos de emissão de CO₂ variaram. No caso dos tubos com sedimentos sem vegetação, há um pico de liberação de CO₂ já nos primeiros dias de incubação, o que leva a crer que boa parte da matéria orgânica do sedimento tenha sido assimilada rapidamente devido à disponibilidade de oxigênio dissolvido causada pela adição de água e devido também à pouca presença de substrato lábil, que favoreceram o processo de decomposição.

Ainda que as emissões de CO₂ dos sedimentos tenham ocorrido, elas podem ser consideradas baixas em relação a outros estudos que também testaram as emissões de GEE após reumedecimento de sedimentos secos (FROMIN et al., 2010; KOSTEN et al., 2018; SPONSELLER, 2007; THOMAS; HOON, 2010). Os resultados deste estudo, no entanto, podem ter sido parcialmente afetados pela duração da secagem do sedimento. Um relatório fornecido por BORKEN e MATZNER (2009) indicou que em um terço dos sites investigados, onde o período de secagem foi maior que o período de reidratação, houve uma taxa de mineralização de C decrescente ou não afetada, resultando em baixas emissões de CO₂. No caso do reservatório Dourado, os sedimentos estão expostos à atmosfera desde outubro de 2017 e o período de reinundação testado neste estudo foi de 49 dias (tempo total de incubação). A dessecação prolongada dos sedimentos tem impacto direto na atividade microbiana (SABATER et al., 2016), podendo culminar na dormência ou até mesmo na mortalidade dos microrganismos, reduzindo a atividade de enzimas extracelulares, que desempenham função essencial na degradação da matéria orgânica (WALLENSTEIN et al., 2012). Assim como a dessecação prolongada, o umedecimento rápido também pode levar ao choque osmótico e à morte de algumas células microbianas (BORKEN; MATZNER, 2009), reduzindo a atividade metabólica por parte dos microrganismos, tendo como consequência direta a diminuição do fluxo dos gases.

Os baixos fluxos de CO₂ encontrados neste estudo também podem estar relacionados com o tamanho do evento de precipitação. A produção de CO₂ aumentou consideravelmente com o aumento do pulso de molhamento (aumento da quantidade de água aplicada) em eventos de reumedecimento (BORKEN et al., 2003; SPONSELLER, 2007; THOMAS; HOON, 2010). Nenhum efeito nos fluxos cumulativos de CO₂ foi observado quando quantidades iguais de água foram distribuídas para solos secos ao longo de alguns dias (MUHR et al., 2008). Isso indica que o padrão de precipitação tem influência direta sobre a emissão dos gases. Logo, a pequena quantidade de água (comparada aos eventos de precipitação *in situ*) adicionada nos tubos com sedimentos secos que visava simular a precipitação pode ter tido influência direta sobre os baixos valores de fluxo encontrados aqui.

Entretanto, a estimativa da intensidade das emissões de CO₂ após a reidratação, apesar de baixa, pode ser considerada modesta. Uma vez que o experimento foi conduzido em ambiente fechado, com ausência de luz natural, o cálculo final do fluxo de gases não levou em consideração as emissões de C advindas da foto-oxidação do COD na coluna d'água. Na presença de luz, o COD pode ser mineralizado, resultando no aumento do fluxo de carbono para a atmosfera (PETER; ISIDOROVA; SOBEK, 2016). Dessa forma, pode ter havido uma subestimação nas emissões de CO₂, no caso da ausência de foto-oxidação. Ainda, a reinundação *in situ* pode resultar no revolvimento e ressuspensão do sedimento na água, potencializando as taxas de mineralização da matéria orgânica em nível ecossistêmico. Além disso, a força do vento *in situ*, não testada neste estudo, também pode desempenhar um papel crucial na troca de CO₂ da água com o ar, levando a aumentos na concentração de CO₂ na água superficial e, consequentemente, na emissão de CO₂ para a atmosfera (MORALES-PINEDA et al., 2014).

As análises de emissão de CO₂ conduzidas nesta pesquisa mostram que as taxas potenciais de produção de dióxido de carbono em sedimentos após evento de reidratação são maiores nas áreas cujo sedimento contém

vegetação. As características dos ambientes com vegetação (presença de matéria orgânica, plantas e nutrientes) também mostraram ser importantes preditoras dos fluxos de CO₂. Essa resposta expressiva das áreas com vegetação sugere que mudanças na paisagem e no uso da terra podem promover um feedback climático positivo e poderoso. Assim, este estudo mostra que a alteração no uso da terra contribui para a elevação da produção de um poderoso gás do efeito estufa e para a emissão deste para atmosfera.

CONCLUSÃO

A estimativa das emissões de dióxido de carbono na reinundação dos reservatórios destaca um forte impacto da seca nos orçamentos destes gases no reservatório analisado. A reumidificação pode liberar estoques de carbono enterrados no sedimento, como ocorreu de forma acentuada nas réplicas com vegetação, mas também nas réplicas sem vegetação. Os grandes períodos de estiagem se tornarão cada vez mais frequentes, o que indica que os reservatórios secarão e ficarão susceptíveis às alterações impostas pela população. Mais trabalhos são necessários para mapear as áreas do reservatório com e sem vegetação, visando melhorar substancialmente as estimativas de emissões de CO₂.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ACUÑA, V. et al. Does the severity of non-flow periods influence ecosystem structure and function of temporary streams? A mesocosm study. *Freshwater Biology*, v. 63, n. 7, p. 613–625, 2018.
2. ALMEIDA, R. M. et al. High primary production contrasts with intense carbon emission in a eutrophic tropical reservoir. *Frontiers in Microbiology*, v. 7, n. MAY, p. 1–13, 2016.
3. ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
4. BARBOSA, J. E. DE L. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 1, p. 103–118, 2012.
5. BASTVIKEN, D. et al. the Continental Carbon Sink. *Science*, v. 331, n. Table 1, p. 50, 2011.
6. BEZERRA JÚNIOR, J. G. O.; SILVA, N. M. DA. Caracterização geoambiental da microrregião do Seridó Oriental do Rio Grande do Norte. *Holos*, v. 23, n. 2, p. 78–91, 2007.
7. BIRCH, H. F. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, v. 10, n. 1, p. 9–31, 1958.
8. BORKEN, W. et al. Drying and Wetting. Pdf. *Soil Science Society of America*, v. 67, n. 1999, p. 1888–1896, 2003.
9. BORKEN, W.; MATZNER, E. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology*, v. 15, n. 4, p. 808–824, 2009.
10. COLE, J. J. et al. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, v. 10, n. 1, p. 171–184, 2007.
11. EMBRAPA, E. B. D. P. A. Sistema brasileiro de classificação de solos. [s.l.: s.n.].
12. FORSTER, P. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing (IPCC 2007). In: *Climate Change*. [s.l.: s.n.]. v. 30p. 129–234.
13. FROMIN, N. et al. Impact of seasonal sediment desiccation and rewetting on microbial processes involved in greenhouse gas emissions. *Ecohydrology*, v. 3, n. April, p. 238–245, 2010.
14. FURLANETTO, L. M. et al. Potential Carbon Gas Production in Southern Brazil Wetland Sediments: Possible Implications of Agricultural Land Use and Warming. *Wetlands*, v. 38, n. 3, p. 485–495, 2018.
15. GALLO, E. L. et al. Physical and biological controls on trace gas fluxes in semi-arid urban ephemeral waterways. *Biogeochemistry*, v. 121, n. 1, p. 189–207, 2014.
16. HUXMAN, T. E. et al. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia*, v. 141, n. 2, p. 254–268, 2004.
17. IPCC. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Summary for Policymakers and Technical Summary*. [s.l.: s.n.].
18. JACINTHE, P. A. Carbon dioxide and methane fluxes in variably-flooded riparian forests. *Geoderma*, v. 241–242, p. 41–50, 2015.
19. JIN, H. et al. Enhanced greenhouse gas emission from exposed sediments along a hydroelectric reservoir during an extreme drought event. *Environmental Research Letters*, v. 11, n. 12, 2016.

20. KAUSHAL, S. S. et al. Land use and climate variability amplify carbon, nutrient, and contaminant pulses: A review with management implications. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 50, n. 3, p. 585–614, 2014.
21. KIM, S. Y. et al. Combined effects of carbon, nitrogen and phosphorus on CH₄ production and denitrification in wetland sediments. *Geoderma*, v. 259–260, p. 354–361, 2015.
22. KOSTEN, S. et al. Extreme drought boosts CO₂ and CH₄ emissions from reservoir drawdown areas. *Inland Waters*, v. 0, n. 0, p. 1–12, 2018.
23. LLOYD, C. R.; REBELO, L. M.; MAX FINLAYSON, C. Providing low-budget estimations of carbon sequestration and greenhouse gas emissions in agricultural wetlands. *Environmental Research Letters*, v. 8, n. 1, 2013.
24. MARENGO, J. A. et al. Future change of climate in South America in the late twenty-first century: Intercomparison of scenarios from three regional climate models. *Climate Dynamics*, v. 35, n. 6, p. 1089–1113, 2010.
25. MATTHEWS, H. D.; CALDEIRA, K. Stabilizing climate requires near-zero emissions. *Geophysical Research Letters*, v. 35, n. 4, p. 1–5, 2008.
26. MENDONÇA, R. et al. Carbon Sequestration in a Large Hydroelectric Reservoir: An Integrative Seismic Approach. *Ecosystems*, v. 17, n. 3, p. 430–441, 2014.
27. MUHR, J. et al. Repeated drying-rewetting cycles and their effects on the emission of CO₂, N₂O, NO, and CH₄ in a forest soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 171, n. 5, p. 719–728, 2008.
28. MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, v. 27, p. 31–36, 1962.
29. OLIVEIRA, J. N. P. A influência da poluição difusa e do regime hidrológico peculiar do semiárido na qualidade da água de um reservatório tropical. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2012.
30. PEKEL, J. F. et al. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, v. 540, n. 7633, p. 418–422, 2016.
31. PETER, S.; ISIDOROVA, A.; SOBEK, S. Diffusion of dissolved organic carbon enhances carbon loss from anoxic lake sediment. *Biogeosciences Supporting*, p. 1–6, 2016.
32. POHLON, E.; FANDINO, A. O.; MARXSEN, J. Bacterial community composition and extracellular enzyme activity in temperate streambed sediment during drying and rewetting. *PLoS ONE*, v. 8, n. 12, 2013.
33. RAYMOND, P. A. et al. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, v. 503, n. 7476, p. 355–359, 2013.
34. SABATER, S. et al. Stream Biofilm Responses to Flow Intermittency: From Cells to Ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, v. 4, n. March, p. 1–10, 2016.
35. SANZ-COBENA, A. et al. Do cover crops enhance N₂O, CO₂ or CH₄ emissions from soil in Mediterranean arable systems? *Science of The Total Environment*, v. 466–467, p. 164–174, 2013.
36. SHI, W. Y. et al. Response of soil respiration to precipitation during the dry season in two typical forest stands in the forest-grassland transition zone of the Loess Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 151, n. 7, p. 854–863, 2011.
37. SPONSELLER, R. A. Precipitation pulses and soil CO₂ flux in a Sonoran Desert ecosystem. *Global Change Biology*, v. 13, n. 2, p. 426–436, 2007.
38. THOMAS, A. D.; HOON, S. R. Carbon dioxide fluxes from biologically-crusted Kalahari Sands after simulated wetting. *Journal of Arid Environments*, v. 74, n. 1, p. 131–139, 2010.
39. TRANVIK, L. J. et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, v. 54, n. 6 PART 2, p. 2298–2314, 2009.
40. VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, v. 10, n. 2, p. 109–122, 1981.
41. VERPOORTER, C. et al. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, v. 41, n. 18, p. 6396–6402, 2014.
42. WALLENSTEIN, M. D. et al. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 58, p. 216–234, 2012.
43. WATTENBACH, M. et al. Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*, v. 500, n. 7462, p. 287–295, 2013.
44. WCD. Dams and development : a new framework for decision-making : overview of the report by the World Commission on Dams. 108, n. December, p. 17 p, 2001.