

XXVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS

RESPOSTAS METABÓLICAS À RESTAURAÇÃO DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA EM RIACHOS TROPICAIS

João Miguel M. Bega¹; Silvio F. de B. Ferraz²; Wesley A. Saltarelli³; Nicolas R. Finkler⁴; Björn Gucker⁵; Iola G. Boëchat⁶ & Davi G. F. Cunha⁷

Abstract: Riparian vegetation plays a fundamental role in regulating stream ecosystem processes. In this study, it was examined how varying levels of riparian shading affect ecosystem metabolism in tropical low-order streams. Ten streams in São Paulo State (Brazil), spanning a gradient of light availability and including pristine reference sites, reaches with restored riparian vegetation, and reaches impacted by riparian clearcutting, were selected for assessment. Metabolic rates were estimated using the single-station diel oxygen method over four seasonal sampling campaigns conducted across two years. Gross primary production (GPP) in restored reaches as similar to reference sites and substantially lower than in impacted reaches, reflecting the effects of increased shading. However, ecosystem respiration (ER) in restored reaches remained more similar to impacted streams than to reference sites, possibly due to the relatively young age and lower structural complexity of the restored vegetation, which may limit the quantity and quality of allochthonous organic matter inputs. These findings highlight the importance of long-term monitoring to capture the trajectory of ecosystem functional recovery following riparian restoration. Overall, reference streams exhibited a metabolic signature characterized by low GPP and high ER, providing valuable benchmarks for evaluating the effectiveness of stream restoration in tropical regions.

Keywords – gross primary production, ecosystem respiration, and forest recovery.

Resumo: A vegetação ripária desempenha um papel fundamental na regulação dos processos ecológicos em ecossistemas lóticos. Neste estudo, foi investigado como diferentes níveis de sombreamento ripário afetam o metabolismo ecossistêmico de riachos tropicais de baixa ordem. Dez riachos localizados no estado de São Paulo (Brasil), abrangendo um gradiente de disponibilidade de luz e incluindo trechos de referência preservados, trechos com vegetação ripária restaurada e trechos impactados por corte raso da vegetação ripária, foram selecionados para avaliação. As taxas metabólicas foram estimadas por meio do método de variação diurna do oxigênio dissolvido em estação única, ao longo de quatro campanhas sazonais realizadas durante um período de dois anos. A produção primária bruta (PPB) nos trechos restaurados foi semelhante à dos trechos de referência e substancialmente menor do que nos trechos impactados, refletindo os efeitos do aumento do sombreamento. No entanto, a respiração ecossistêmica (RE) nos trechos restaurados permaneceu mais próxima da observada nos riachos impactados do que nos trechos de referência, possivelmente devido

1) Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo (LCF/ESALQ/USP), E-mail: joaobega@usp.br

2) LCF/ESALQ/USP. E-mail: silvio.ferraz@usp.br

3) Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (SHS/EESC/USP). E-mail: wesley.saltarelli@gmail.com

4) Department of Ecology and Environmental Science at Umeå University. E-mail: nicolas.finkler@gmail.com

5) Departamento de Geociências da Universidade Federal de São João del-Rei (DEGEO/UFSJ). E-mail: guecker@ufsj.edu.br.

6) DEGEO/UFSJ. E-mail: iboechat@ufsj.edu.br

7) SHS/EESC/USP. E-mail: davig@sc.usp.br

à relativa juventude e à menor complexidade estrutural da vegetação restaurada, o que pode limitar a quantidade e a qualidade da matéria orgânica alóctone fornecida ao sistema. Esses resultados ressaltam a importância do monitoramento de longo prazo para capturar a trajetória de recuperação funcional dos ecossistemas após a restauração da vegetação ripária. De modo geral, os riachos de referência apresentaram uma assinatura metabólica caracterizada por baixa PPB e alta RE, fornecendo parâmetros valiosos para avaliar a efetividade de ações de restauração de riachos em regiões tropicais.

Palavras-Chave – produção primária bruta, respiração ecossistêmica e recuperação florestal.

INTRODUÇÃO

A vegetação ripária influencia diretamente funções ecossistêmicas desempenhadas pelos riachos, como, por exemplo, a produção primária bruta (PPB) e a respiração ecossistêmica (RE), denominadas taxas metabólicas, ao modular características ambientais (entrada de matéria orgânica, disponibilidade de luz, temperatura da água e estrutura hidrogeomorfológica do canal) (BERNAL et al., 2015; BOTT; NEWBOLD, 2023). O metabolismo aquático – balanço entre a matéria orgânica produzida pela fotossíntese (PPB) e consumida pela respiração aeróbica (RE) – trata-se de uma propriedade dos ecossistemas, com influências significativas nos fluxos de matéria e energia e no seu funcionamento (SALTARELLI et al., 2018). A produção primária líquida ($PPL = PPB - RE$) pode ser positiva, o que significa que, ao longo da escala de tempo de medição, um riacho fixou mais carbono orgânico do que respirou e, portanto, armazenou ou exportou alguma quantidade de carbono orgânico. Alternativamente, a PPL pode ser negativa, indicando que o riacho mineralizou mais carbono do que fixou e, portanto, recebeu carbono orgânico externo ou respirou o armazenado. Essa relação pode ser representada por uma razão: $PPB/RE > 1$ (autotrófico) e $PPB/RE < 1$ (heterotrófico).

A radiação solar é o principal fator limitante da produção primária bruta (PPB) em sistemas aquáticos (BERNHARDT et al., 2022). A entrada de luz no riacho é modulada por latitude, largura do canal, topografia e cobertura do dossel ripário. Trechos sombreados geralmente apresentam menor PPB (GILING et al., 2013). No entanto, evidências em regiões tropicais ainda são escassas, sobretudo no contexto de projetos de restauração da vegetação ripária. O sombreamento também afeta a respiração ecossistêmica (RE), por influenciar a temperatura da água e as componentes autotrófica e heterotrófica da respiração (MCTAMMANY et al., 2007; SUN et al., 2023). A matéria orgânica alóctone fornecida pela vegetação ripária tende a aumentar a RE (BOTT; NEWBOLD, 2023), embora altas vazões possam reduzir sua retenção (BERNHARDT et al., 2022).

Por mais que os estudos sobre as interações entre riachos e zonas ripárias sejam predominantemente conduzidos em regiões temperadas, tais interações podem ser especialmente relevantes em áreas tropicais, onde as altas temperaturas aceleram a mineralização da matéria orgânica, elevados índices pluviométricos são comuns, a água quente reduz a solubilidade do oxigênio dissolvido (OD), favorecendo condições anóxicas mais frequentes, e certos biomas apresentam vegetação densa e dossel fechado ao redor dos riachos ao longo de todo o ano (TANIWAKI et al., 2017). Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar como diferentes estágios de cobertura ripária, desde áreas desmatadas até trechos com vegetação ripária restaurada ou preservada, influenciam o metabolismo aquático em riachos tropicais. Para tanto, foram estimados os valores de PPB e RE em dez riachos ao longo de um gradiente de cobertura do dossel. Foi hipotetizado que maiores níveis de sombreamento aumentariam a heterotrofia. Espera-se que os resultados do estudo possam subsidiar estratégias de restauração florestal em ambientes tropicais.

METODOLOGIA

Descrição da área de estudo e atributos dos riachos

O trabalho foi realizado em riachos tropicais no sudeste do Brasil, na transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica, um ecótono único que sustenta elevados níveis de biodiversidade e complexidade ecológica. A região apresenta clima tropical semiúmido (Aw; KOTTEK et al., 2006), com temperaturas médias diárias entre 15 e 17 °C no inverno e entre 21 e 23 °C no verão (SALTARELLI et al., 2018). A precipitação anual é de aproximadamente 1.400 mm, com uma estação seca e amena de abril a outubro (inverno) e uma estação chuvosa e quente de novembro a março (verão). No total, dez trechos de riachos tropicais (comprimento entre 46 e 132 m) de pequena ordem (1ª e 2ª ordem) com diferentes níveis de cobertura do dossel foram selecionados para abranger um gradiente de disponibilidade de luz: (1) dois impactados (sem vegetação ripária), (2) quatro restaurados (floresta ripária em diferentes estágios de recuperação) e (3) quatro de referência (condições mais pristinas). Entre 2003 e 2010, os trechos restaurados foram plantados com mudas de espécies nativas para recompor sua vegetação ripária. Portanto, a vegetação ripária restaurada nesses locais era relativamente jovem (idade máxima de cerca de 20 anos).

Quatro campanhas de amostragem foram conduzidas ao longo de dois anos, uma por semestre, contemplando as estações de estiagem e chuvosa, sempre sob condições de vazão de base. Não foram registrados eventos de precipitação nas 48 h anteriores às coletas. A vazão e a velocidade da água foram estimadas por meio da diluição de cloreto de sódio (NaCl) e do monitoramento contínuo da condutividade elétrica (CE) (WEBSTER; VALETT, 1996). A largura molhada do canal foi medida em dez transectos equidistantes ao longo de cada trecho. A profundidade da lâmina de água foi registrada em três pontos transversais (margem esquerda, centro e margem direita) por transecto. As médias de largura molhada do canal e profundidade da lâmina de água foram calculadas para cada campanha. A composição do substrato – areia, argila, rocha, galhos, raízes e folhas – foi determinada na primeira campanha por meio de observações em cinco pontos transversais nos mesmos transectos, permanecendo estável ao longo do período de estudo. Os dados foram expressos como a porcentagem relativa de cada classe de substrato. A cobertura do dossel, por sua vez, foi estimada com auxílio de um densiômetro côncavo (Forestry Suppliers Inc., Jackson, MS, USA) (LEMMON, 1957), a partir da média de cinco pontos equidistantes por trecho.

Durante as campanhas de amostragem, foram coletadas amostras de água superficial em frascos de polietileno transparente (250 mL), previamente enxaguados com a própria água do riacho. Os frascos foram armazenados em caixas térmicas com gelo, mantendo a temperatura em torno de 4 °C. No laboratório, as amostras foram imediatamente filtradas (membranas de fibra de vidro GF/C), armazenadas em frascos de polietileno e refrigeradas a 4 °C até a análise. A água filtrada foi utilizada para determinação das concentrações de amônio e fósforo solúvel reativo (FSR), enquanto que o material retido no filtro, para análise da concentração de sólidos suspensos totais (SST) (frações orgânica e inorgânica). As concentrações dos nutrientes dissolvidos foram determinadas em duplicata por espectrofotometria (modelo DR/4000 U, Hach, EUA). Os SST foram obtidos pelo método gravimétrico. Para a clorofila-a bentônica, foram coletadas duas amostras dos substratos predominantes em cada trecho, seguindo o protocolo de Sartory e Grobbelaar (1984). A concentração média areal de clorofila-a foi aferida por média ponderada com base na proporção de cobertura de cada substrato no leito. Variáveis físico-químicas da água também foram medidas in-situ em cada trecho de amostragem por meio de uma sonda multiparâmetros HI9829 (Hanna® Instruments, Woonsocket, Rhode Island): pH (com precisão de 0,01), condutividade elétrica (0,1 $\mu\text{S cm}^{-1}$), OD (0,01 mg L^{-1}), temperatura da água (0,01 °C) e turbidez (0,1 UNT).

Metabolismo aquático

Medições do metabolismo aquático foram realizadas durante os mesmos quatro períodos de amostragem. Para estimar a PPB e a RE, foi utilizado o método da estação única, o qual se baseia na análise das variações diurnas da concentração de OD, temperatura da água, pressão barométrica e radiação fotossinteticamente ativa (RFA) (ODUM, 1956). Para a obtenção dessas variáveis, sensores foram instalados na extremidade jusante dos trechos estudados, registrando RFA (Hobo® UA-002-64 Pendant Temp/Light logger, Onset Computer Corp., Bourne, Massachusetts), pressão barométrica (Hobo® U20L-04) e OD e temperatura da água (Hobo® U26-001), com intervalos de 10 min ao longo de períodos de 1 a 3 dias. Antes da instalação, os sensores de OD foram calibrados com ar saturado de água e em condições anóxicas. Devido ao risco de furto ou vandalismo na área de estudo, períodos mais longos de medição não foram viáveis.

As estimativas das taxas metabólicas foram obtidas por meio do modelo Bayesiano versão 2.3 (BASE – Bayesian Single-station Estimation), implementado no software RStudio (RStudio, PBC, Boston, EUA). O BASE utiliza o modelo de regressão diurna de Kosinski (1984), conforme desenvolvido por Grace et al. (2015), para estimar a PPB diária, a RE diária e o coeficiente de reaeração (K) por meio de um processo iterativo baseado no método de Cadeia de Markov Monte Carlo (MCMC). O modelo descreve a concentração de OD no tempo $t+1$ com base nos valores de PPB e RE no tempo anterior (t), considerando os valores medidos de K e a temperatura da água (Equação 1). Foram realizadas 20.000 iterações MCMC, com a constante de correção para a temperatura padrão de 20 °C (equação de Van't Hoff-Arrhenius) fixada em 1,07177.

$$[OD]_{t+1} = [OD]_t + AI_t^p - R(\theta^{T_t - \bar{T}}) + K(1.0241^{T_t - \bar{T}})D \quad (1)$$

onde AI_t^p representa a taxa de produção primária ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$), A é uma constante associada à produção primária por quanta de luz, I é a intensidade da luz incidente na superfície da água ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), p é um expoente que reflete a eficiência dos produtores primários na utilização da luz incidente, R é a taxa de respiração do ecossistema ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$), θ é o fator de dependência da taxa de respiração em função da temperatura, T é a temperatura da água (°C), \bar{T} é a temperatura média da água ao longo de 24 h (°C), K é o coeficiente de reaeração (d^{-1}) e D corresponde à diferença entre a concentração de OD saturado e a concentração de OD modelada, considerando a temperatura, salinidade e pressão barométrica no tempo t ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$).

Para cada data de amostragem, o desempenho do modelo foi avaliado com base nos critérios descritos por Grace et al. (2015). As estimativas foram iniciadas utilizando um valor de K baseado em estudos realizados por Saltarelli et al. (2018) e Ferreira et al. (2020) em alguns dos riachos analisados, os quais utilizaram adições de hexafluoreto de enxofre (SF_6) e/ou equações empíricas baseadas em variáveis dos riachos. Ressalta-se que os valores de K estimados indiretamente por modelagem foram semelhantes àqueles obtidos diretamente (SALTARELLI et al., 2018; FERREIRA et al., 2020). As taxas metabólicas foram primeiramente estimadas pelo modelo em $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e posteriormente convertidas para $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, utilizando-se a profundidade média da lâmina de água (m) de cada trecho em cada campanha de amostragem.

Análises estatísticas

Para explorar as condições ambientais dos trechos dos riachos em relação ao estado da vegetação ripária (tratamentos: restaurado, de referência e impactado), a Análise de Componentes Principais (ACP) foi empregada. Esta análise foi realizada no software R (R Core Team, 2023), com o uso do pacote *vegan*, após a transformação dos dados para alcançar a normalidade. As variáveis ambientais foram posteriormente normalizadas para garantir a padronização da escala, com média igual a 0 e desvio padrão igual a 1, a fim de mitigar os efeitos de diferenças nas unidades e amplitudes de variação. Variáveis com alta colinearidade ($r > 0,75$), especificamente sólidos suspensos inorgânicos e orgânicos em relação aos SST e vazão em relação à largura e profundidade da água, foram identificadas com a função *cor* e removidas da análise para evitar redundâncias. A ACP foi conduzida com a função *rda*, com os parâmetros de restrição definidos como *NULL* (análise não restrita), utilizando-se o conjunto de dados previamente transformado e normalizado, com o objetivo de identificar as principais fontes de variação nas condições ambientais entre os trechos de riachos.

Para examinar os efeitos da restauração da vegetação ripária e da amostragem sazonal sobre o metabolismo aquático, foram utilizados Modelos Lineares Mistos (MLMs). Os pacotes *lme4* e *lmerTest* foram empregados para ajuste do modelo e aplicar o método de teste *t* de Satterthwaite, respectivamente. Os MLMs permitiram a separação de efeitos fixos (amostragem e tratamento) de efeitos aleatórios (riacho), utilizando a fórmula: *variável funcional* ~ *amostragem* + *tratamento* + (1 | *riacho*). As variáveis (taxas metabólicas) foram transformadas para atender às suposições do modelo linear. “Amostragem” engloba as quatro campanhas sazonais, “tratamento” categoriza os riachos em restaurados, impactados e de referência e “riacho” é considerado como um efeito aleatório para capturar a variabilidade intrínseca entre os riachos. Os valores dos trechos restaurados foram comparados com aqueles dos trechos de referência e impactados para testar os efeitos da restauração. Os valores da campanha de amostragem 1 foram comparados com os das campanhas 2, 3 e 4 para testar os efeitos temporais (Tabela 1). Como não houve efeito temporal em todo o conjunto de dados, os efeitos temporais não foram apresentados na seção de resultados. Para garantir que as suposições do modelo fossem atendidas, foram realizados diagnósticos extensivos.

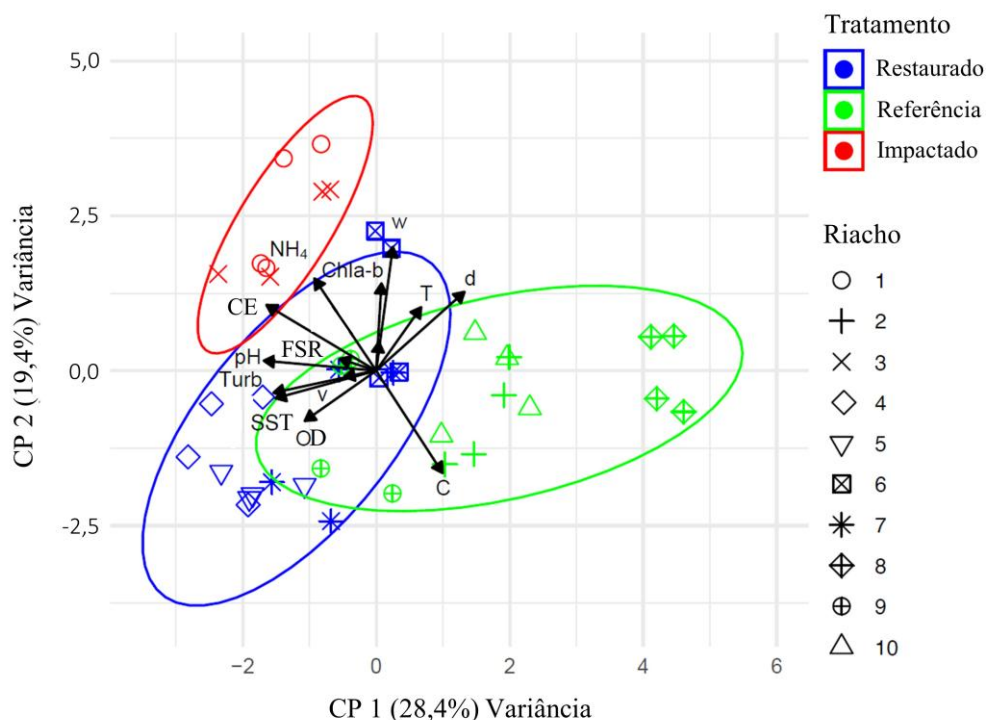
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variáveis hidrogeomorfológicas e físico-químicas

De forma a caracterizar as categorias dos riachos e discutir os resultados obtidos para o metabolismo aquático, apresentam-se as condições gerais das variáveis físico-químicas e hidrogeomorfológicas encontradas por meio da ACP. Os dois primeiros componentes principais (CPs) explicaram 47,8% da variação total entre as amostragens e os trechos dos riachos (Figura 1). A análise identificou um gradiente ambiental associado à profundidade da lâmina de água e à cobertura do dossel (correlações positivas com o CP1) e à CE, pH, turbidez e SST (correlações negativas com o CP1), o que separou os trechos de referência dos trechos impactados. Um segundo gradiente, relacionado à cobertura do dossel e ao OD (correlações negativas com o CP2), bem como à largura molhada do canal, concentração de amônio, clorofila-a bentônica e profundidade da lâmina de água (correlações positivas com o CP2), diferenciou os trechos impactados dos restaurados e de referência.

Figura 1 –Biplot de correlação da Análise de Componentes Principais mostrando as quatro campanhas de amostragem em cada um dos dez trechos amostrados. Elipses de confiança de 95% são apresentadas para cada categoria de riacho.

Abreviações: CP, componente principal; NH_4 , amônio; w, largura molhada do canal; d, profundidade da lâmina de água; Chla-b, clorofila-a bentônica; CE, condutividade elétrica; T, temperatura da água; FSR, fósforo solúvel reativo; Turb, turbidez; v, velocidade da água; SST, sólidos suspensos totais; OD, oxigênio dissolvido; C, cobertura do dossel.



Taxas metabólicas

A PPB variou entre $<0,01$ e $1,53 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Figura 2A). As taxas nos trechos restaurados foram significativamente inferiores às observadas nos trechos impactados, mas não diferiram das dos trechos de referência (Tabela 1). No geral, os valores de PPB nos trechos de referência e restaurados monitorados foram menores do que os relatados em riachos de referência temperados (ACUÑA et al., 2004), mas mais próximas aos observados em outros riachos tropicais (SALTARELLI et al., 2018). A baixa PPB em riachos tropicais mais prístinos pode estar associada à disponibilidade limitada de luz e nutrientes (GÜCKER et al., 2009). Neste estudo, os trechos impactados tiveram valores de PPB aproximadamente cinco vezes maiores do que os trechos de referência e restaurados. A falta de vegetação ripária promoveu maior disponibilidade de luz e concentrações de clorofila-a bentônica nos trechos impactados do que nos trechos restaurados e de referência. A disponibilidade de luz também foi um fator limitante para o crescimento do biofilme autotrófico em um experimento realizado em riachos subtropicais australianos, sob um gradiente de disponibilidade de luz (MOSISCH et al., 2001). Giling et al. (2013) e McTammany et al. (2007) relacionaram reduções na PPB ao aumento da sombra ripária devido a intervenções de revegetação em riachos temperados.

Em relação à RE, os valores estiveram entre $<0,01$ e $22,9 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Figura 2B). Nos trechos restaurados, as taxas diferiram significativamente daquelas nos trechos de referência, mas não das observadas nos trechos impactados. Verificou-se uma maior heterogeneidade na composição do substrato nos trechos de referência, o que pode proporcionar habitats e condições favoráveis para o desenvolvimento de organismos heterotróficos (e.g., bactérias, protistas e invertebrados),

possivelmente aumentando a RE (MANCUSO et al., 2023). Mello et al. (2020) relataram que a produção secundária foi influenciada pela disponibilidade de recursos alimentares (e.g., serapilheira de vegetação ripária) em riachos de referência tropicais (três deles também incluídos no presente estudo), favorecendo o crescimento de macroinvertebrados bentônicos. Isso reforça o efeito das entradas de matéria orgânica alóctone e da composição do substrato na RE. Devido aos elevados valores de RE, todos os trechos estudados apresentaram condições heterotróficas, consistentes com a forte dependência metabólica da matéria orgânica alóctone amplamente documentada para pequenos riachos de cabeceira (Figuras 2C e 2D). Os trechos impactados apresentaram maiores razões PPB:RE em comparação com os restaurados, enquanto os valores nos trechos restaurados e de referência foram semelhantes. Proporções similares da razão PPB:RE foram observadas em riachos temperados revegetados (GILING et al., 2013) e riachos tropicais (GÜCKER et al., 2009).

Figura 2 – Boxplots de (A) PPB, (B) RE, (C) PPL e (D) razão PPB:RE nas categorias de tratamento analisadas (impactados, restaurados e de referência). São apresentados, para cada caso, as medianas (linha), valores mínimo e máximo (extremidades dos whiskers), médias (\square), outliers (\blacklozenge), bem como os quartis inferior (25%) e superior (75%) (caixas). Abreviações: PPB, produção primária bruta; RE, respiração ecossistêmica; PPL, produção primária líquida; PPB:RE, eficiência da produção.

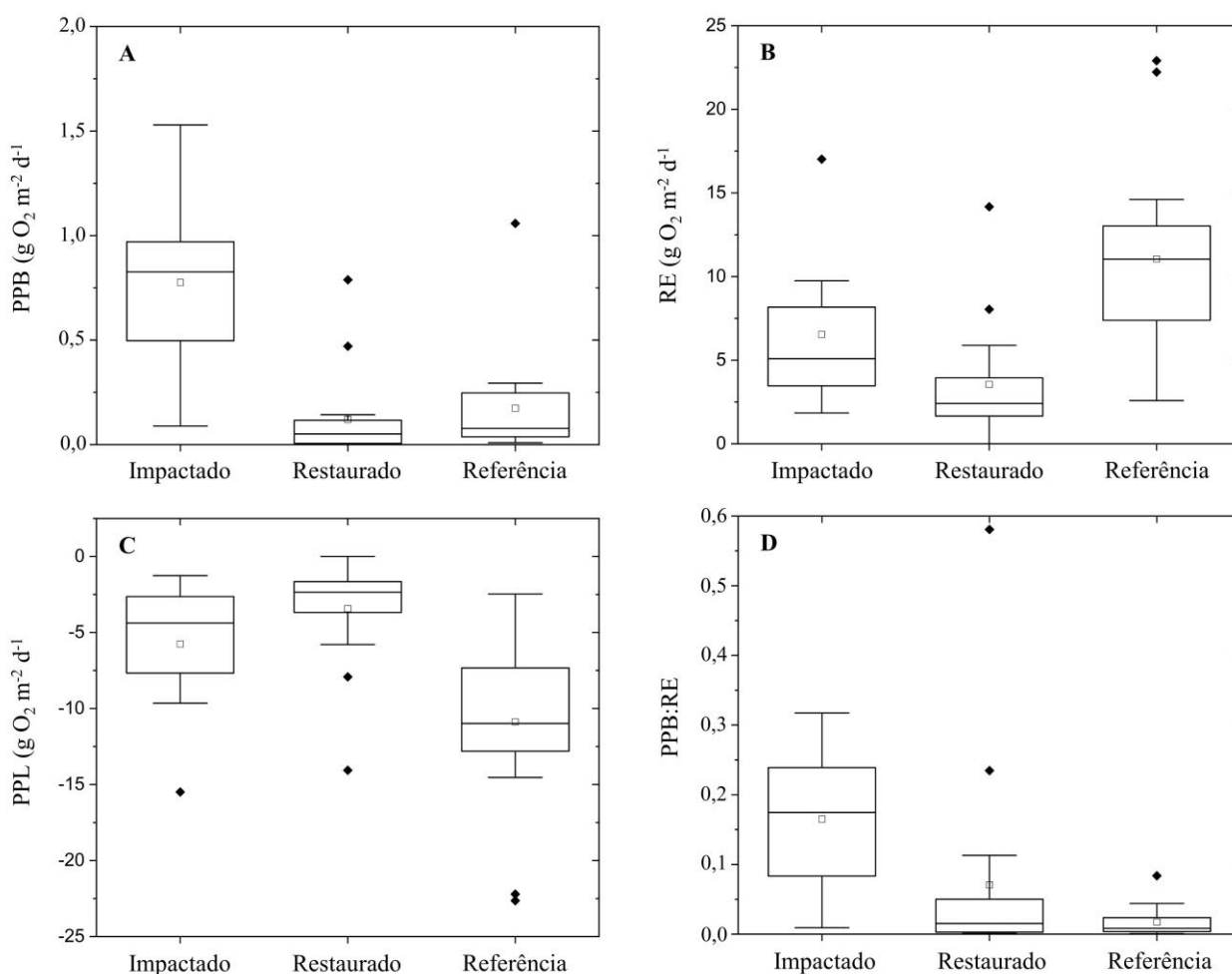


Tabela 1 – Resultados dos Modelos Lineares Mistos para comparações entre amostragens e categorias de tratamento relacionadas às taxas metabólicas. n.s. indica não significativo ($p > 0,05$) e * indica diferenças significativas ($p < 0,05$). Abreviações: PPB, produção primária bruta; RE, respiração ecossistêmica; PPL, produção primária líquida; PPB:RE, eficiência de produção.

Variável independente	Amostragem 1 vs. 2	Amostragem 1 vs. 3	Amostragem 1 vs. 4	Referência vs. restaurado	Impactado vs. restaurado
PPB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*
RE	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.
PPL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PPB:RE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*

O sombreamento gerado pela recuperação da vegetação ripária nos trechos restaurados trouxe taxas de PPB próximas às dos trechos de referência. No entanto, os trechos restaurados deveriam ter taxas de RE maiores, mais próximas das condições de referência. A vegetação ripária nos trechos restaurados era jovem e menos complexa, o que pode ter afetado a quantidade e a qualidade das entradas de matéria orgânica alóctone nos riachos. Tais entradas são fundamentais para a biota do riacho, uma vez que são frequentemente sua principal fonte de energia, complementada por uma produção autóctone mais baixa. Os trechos revegetados podem trazer benefícios para a biodiversidade no futuro e formar redes de habitat críticas tanto no riacho quanto na floresta ripária (GILING et al., 2013). Comenta-se, ainda, que nos primeiros anos após a revegetação, a grande disponibilidade de luz frequentemente impulsiona a dinâmica do metabolismo, já que a PPB ainda permanece alta, mas começa a diminuir após o desenvolvimento da vegetação ripária (REISINGER et al., 2019). À medida que a comunidade da vegetação ripária e a conectividade hidrológica nos riachos se desenvolvem, processos heterotróficos podem se tornar mais importantes (e.g., maiores taxas de RE do que as reportadas inicialmente) (GIFT et al., 2010; HARRISON et al., 2011). Portanto, o monitoramento a longo prazo é necessário para elucidar a evolução temporal das taxas metabólicas após a restauração da vegetação ripária. Essas informações podem apoiar decisões de gestão e fornecer insights sobre o momento esperado de respostas à restauração do ecossistema.

Ademais, em cursos de água com vegetação ripária recém restaurada, a adição de troncos de madeira no riacho pode trazer benefícios significativos aos ecossistemas aquáticos, uma vez que o recrutamento natural de madeira após a restauração florestal pode levar mais de 30 anos (DOS REIS OLIVEIRA et al., 2025). O acúmulo de troncos e galhos de grandes dimensões melhora a estrutura e o funcionamento do ecossistema ao criar habitats diversos, aumentar a complexidade hidrogeomorfológica e sustentar processos biológicos essenciais (REISINGER et al., 2019). Ressalta-se que as práticas mais recentes de manejo florestal têm priorizado a manutenção da madeira naturalmente caída nos riachos e reintroduzir árvores inteiras como forma de promover o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (OCKELFORD et al., 2024). Essas iniciativas vêm se expandindo na América do Norte, Austrália e Europa (LO et al., 2024). De fato, as estratégias de restauração de vegetação ripária, como as do presente estudo, podem se beneficiar da adição de troncos robustos de madeira para acelerar a recuperação da RE.

CONCLUSÃO

As taxas metabólicas demonstraram ser indicadores valiosos do sucesso em processos de restauração de riachos, por estarem diretamente relacionadas à recuperação da vegetação ripária. A curto prazo, a restauração promoveu uma redução na PPB, aproximando-a dos níveis observados em

trechos de referência. A ausência de aumento significativo na RE sugere que a recuperação funcional completa demanda períodos mais longos ou estratégias complementares, como a adição de madeira. Os resultados indicaram que, quanto mais próximos da condição de referência, os riachos tropicais tendem a apresentar taxas de PPB mais baixas e taxas de RE mais elevadas em comparação ao estado degradado. As estimativas fornecidas para essas funções ecossistêmicas podem servir como valores de referência em condições de mínimo impacto antrópico, sendo úteis para avaliar o estado funcional de ambientes impactados ou em processo de restauração. Por fim, recomenda-se que as taxas metabólicas sejam incorporadas ao conjunto de variáveis de resposta monitoradas em projetos de restauração de riachos, a fim de fornecer uma avaliação mais abrangente da eficácia das ações.

REFERÊNCIAS

- ACUÑA, V.; GIORGI, A.; MUÑOZ, I.; UEHLINGER, U.; SABATER, S. (2004). “*Flow extremes and benthic organic matter shape the metabolism of a headwater Mediterranean stream*”. *Freshwater Biology* 49, pp. 960 – 971.
- BERNAL, S.; LUPON, A.; RIBOT, M.; SABATER, F.; MARTÍ, E. (2015). “*Riparian and in-stream controls on nutrient concentrations and fluxes in a headwater forested stream*”. *Biogeosciences* 12, pp. 1941 – 1954.
- BERNHARDT, E.S. et al. (2022). “*Light and flow regimes regulate the metabolism of rivers*”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119, pp. 1 – 5.
- BOTT, T.L.; NEWBOLD, J.D. (2023). “*A multi-year analysis of factors affecting ecosystem metabolism in forested and meadow reaches of a Piedmont stream*”. *Hydrobiologia* 850.
- DOS REIS OLIVEIRA, P.C. et al. (2025) “*Forest restoration improves habitat and water quality in tropical streams: A multiscale landscape assessment*”. *Science of the Total Environment* 963.
- FERREIRA, M.S. et al. (2020). “*Surface reaeration in tropical headwater streams: the dissolution rate of a soluble floating probe as a new variable for reaeration coefficient prediction*”. *Water, Air & Soil Pollution* 231(58).
- GIFT, D.M.; GROFFMAN, P.M.; KAUSHAL, S.S.; MAYER, P.M. (2010). “*Denitrification potential, root biomass, and organic matter in degraded and restored urban riparian zones*”. *Restoration Ecology* 18, pp. 113 – 120.
- GILING, D.P.; GRACE, M.R.; MAC NALLY, R.; THOMPSON, R.M. (2013). “*The influence of native replanting on stream ecosystem metabolism in a degraded landscape: can a little vegetation go a long way?*”. *Freshwater Biology* 58, pp. 2601 – 2613.
- GRACE, M.R. et al. (2015). “*Fast processing of diel oxygen curves: Estimating stream metabolism with BASE (BAYesian Single-station Estimation)*”. *Limnology and Oceanography Methods* 13.
- GÜCKER, B.; BOËCHAT, I.G.; GIANI, A. (2009). “*Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams*”. *Freshwater Biology* 54.
- HARRISON, M.D.; GROFFMAN, P.M.; MAYER, P.M.; KAUSHAL, S.S.; NEWCOMER, T.A. (2011). “*Denitrification in alluvial wetlands in an urban landscape*”. *Journal of Environmental Quality* 40, pp. 634 – 646.

- JACKSON, M.C.; LOEWEN, C.J.G.; VINEBROOKE, R.D.; CHIMIMBA, C.T. (2016). “*Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis*”. *Global Change Biology* 22.
- KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. (2006). “*World map of the Köppen-Geiger climate classification updated*”. *Meteorologische Zeitschrift* 15, pp. 259 – 263.
- LEMMON, P.E. (1956). “*A spherical densiometer for estimating forest overstory density*”. *Forest Science* 2, pp. 314 – 320.
- LO, H.W.; KLAAR, M.; SMITH, M.; WOULD, C. (2024). “*Effects of natural flood management woody dams on benthic macroinvertebrates and benthic metabolism in upland streams: importance of wood-induced geographic changes*”. *Ecohydrology* 17.
- MANCUSO, J.; TANK, J.L.; MAHL, U.H.; VINCENT, A.; TIEGS, S.D. (2023). “*Monthly variation in organic-matter decomposition in agricultural stream and riparian ecosystems*”. *Aquatic Sciences* 85(83).
- MCTAMMANY, M.E.; BENFIELD, E.F.; WEBSTER, J.R. (2007). “*Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture*”. *Journal of the North American Benthological Society* 26.
- MELLO, J.L.S. et al. (2020). “*Patterns of macroinvertebrate production and energy flow in headwater streams of the Brazilian Savanna*”. *Freshwater Science* 39, pp. 848 – 859.
- MOSISCH, T.D.; BUNN, S.E.; DAVIES, P.M. (2001). “*The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams*”. *Freshwater Biology* 46, pp. 1269 – 1278.
- OCKELFORD, A. et al. (2024). “*Working with wood in rivers in western United States*”. *River Research and Applications* 40, pp. 1626 – 1641.
- REISINGER, A.J.; DOODY, T.R.; GROFFMAN, P.M.; KAUSHAL, S.S.; ROSI, E.J. (2019). “*Seeing the light: urban stream restoration affects stream metabolism and nitrate uptake via changes in canopy cover*”. *Ecological Applications* 29.
- SALTARELLI, W.A. et al. (2018). “*Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient*”. *Journal of Limnology* 77(3), pp. 359 – 371.
- SUN, W. et al. (2023). “*Biome-scale temperature sensitivity of ecosystem respiration revealed by atmospheric CO₂ observations*”. *Nature Ecology & Evolution* 7, pp. 1199 – 1210.
- VERDONSCHOT, P.F.M.; VERDONSCHOT, R.C.M. (2023). “*The role of stream restoration in enhancing ecosystem services*”. *Hydrobiologia* 850, pp. 2537 – 2562.
- WEBSTER, R.J.; VALETT, H.M. (1996). “*Solute dynamics*”, in *Methods in Stream Ecology*. Elsevier, pp. 169 – 185.
- AGRADECIMENTOS** – O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil. Processo nº 2024/17455-5.