**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO**

WESLEY APARECIDO SALTARELLI

**Metabolismo em riachos subtropicais: variação espaço-temporal e influência
de um gradiente de condições ambientais**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos (SP)

2017

WESLEY APARECIDO SALTARELLI

**Metabolismo em riachos subtropicais: variação espaço-temporal e influência
de gradiente de condições ambientais**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

**Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini
Fernandes Cunha**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos (SP)

2017

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FIM DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Saltarelli, Wesley Aparecido

S176m

Metabolismo em riachos subtropicais: variação espaço-temporal e influência de gradiente de condições ambientais / Wesley Aparecido Saltarelli; orientador Davi Gasparini Fernandes Cunha. São Carlos, 2017.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2017.

1. Funcionamento ecossistêmico. 2. Indicador funcional. 3. Produção primária. 4. Qualidade da água. 5. Riachos de primeira ordem. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **WESLEY APARECIDO SALTARELLI**.

Título da dissertação: "Metabolismo em riachos subtropicais: variação espaço-temporal e influência de um gradiente de condições ambientais"

Data da defesa: 14/06/2017.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. **Davi Gasparini Fernandes Cunha**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Associado **Silvio Frosini Barros Ferraz**
(Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/ESALQ-USP)

APROVADO

Profa. Dra. **Andréa Lucia Teixeira de Souza**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

Dedico esse trabalho aos meus pais, Regina e Antônio, como agradecimento por toda educação e incentivos.

AGRADECIMENTOS

Acredito que ninguém chega a nenhum lugar sozinho, sempre é necessário a colaboração de outras pessoas e fatores durante a nossa caminhada. Gostaria de expressar minha gratidão a todos que contribuíram para a realização deste trabalho, sendo eles:

Ao Profº Davi Gasparini Fernandes Cunha, exemplo de liderança e profissional, por compartilhar seus conhecimentos, pela confiança, parceria, paciência, incentivo e amizade construída.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de mestrado e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro (Processo Nº 88881.068045/2014-01).

Ao Prof. Walter Dodds, grande exemplo de profissional, por gentilmente compartilhar suas experiências de campo, modelagens, equipamentos e pelo auxílio na interpretação dos resultados dessa pesquisa.

A técnica de laboratório Dra. Adriana Miwa, pelo auxílio no planejamento das coletas, experimentos e nas análises laboratoriais e ao técnico de campo Waldomiro Antônio Filho, pelo apoio nas coletas.

A EMBRAPA Pecuária Sudeste, ao Dr. Júlio César Palhares e ao técnico Carlos Eduardo Jordão pela parceria nas análises de cromatografia gasosa e autorização para acesso ao ponto de coleta no riacho Canchim.

Ao Laboratório de Rios e Córregos da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), ao Prof. Timothy Moulton e Dr. Vinícius Lima pela recepção no Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADES – Ilha Grande/RJ), pelas discussões e contribuições.

A Dra. Flávia Tromboni pelo auxílio na redação da dissertação e discussão dos resultados. Ao Murilo Ferreira e Nicolás Finkler pela parceria, discussões e auxílio no trabalho de campo. Ao Me. Rômulo Magri pelo desenvolvimento do mapa de uso e ocupação do solo.

A toda equipe do laboratório BIOTACE (Adilson Chaves, Amanda Néri, Andréia Ortolan, Carolina Ferreira, Flávia Bottino, Gabriela Marafão, Henrique Sonobe, Janaína Fagundes, Larissa Sene, Lucas Maroubio, Munique Moraes, Murilo

Ferreira, Nicolas Finkler, Paulo Santos, Raphaella Rodrigues, Sarah Vargas) pela amizade construída e por tornarem o nosso ambiente de trabalho acolhedor, feliz e inspirador. E a professora Maria do Carmo Calijuri pela estrutura do laboratório.

Aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS), Maria Auxiliadora Pin (Sá), Priscila Almeida, Rosemeire Jesus, Flávia Canova, Fernanda Struzziatto e André Garcia, pelos auxílios administrativos.

Agradeço aos meus pais, Antônio e Regina, e meu irmão, Welton, pelos incentivos e por sempre acreditarem nos meus sonhos. A todos os meus familiares, em especial: Leonor, Arianne, Neusa, Itamar, Francielle.

Aos meus companheiros do Rotaract Club Batatais, pelos finais de semana divertidos e por alimentarem minha esperança de um mundo melhor.

Ao meu amigo Leonardo Grigolato, pela sincera amizade e as queridas amizades construídas em São Carlos, em especial a Carolina Ferreira, Carolina Villa, Gabriela Marafão, Moara Barbosa, Raissa Mazareli e Sayuri Sakurai.

E por fim, agradeço a todos que indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

“Resiliência

1. Propriedade de um corpo de recuperar a sua forma original após sofrer choque ou deformação.
2. Capacidade de superar, de recuperar de adversidades.”

(DICIONÁRIO AURÉLIO, 2017)

RESUMO

SALTARELLI, W. A. **Metabolismo em riachos subtropicais: variação espaço-temporal e influência de gradiente de condições ambientais**. 2017. 100 f. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2017.

O equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos é fundamental para a conservação da biodiversidade e para que tais ambientes possam desempenhar seus serviços ambientais. O metabolismo dos riachos pode ser utilizado como um indicador funcional do nível de perturbação do ambiente, devido à influência das condições da bacia hidrográfica sobre as características e estrutura dos ecossistemas aquáticos. A presente pesquisa avaliou a variação espaço-temporal das taxas de produção primária bruta (PPB) e respiração (R) em riachos localizados no Cerrado, como subsídio para o entendimento da influência de algumas características da água, do substrato e da vegetação ripária sobre o seu metabolismo. Para isso, foram estudados seis riachos em ambientes subtropicais (São Carlos e Brotas, SP, Brasil) com diferentes condições ambientais. O metabolismo foi modelado pelas mudanças de curto prazo nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e da radiação solar fotossinteticamente ativa, a cada 10 min em períodos de 24h. Além disso, a modelagem considerou o coeficiente de reaeração em cada riacho, que foi estimado por meio de traçador gasoso (SF_6). Foram determinadas variáveis de qualidade da água, hidrológicas, do substrato e porcentagem de cobertura vegetal. Modelos de regressão foram utilizados, entre outras análises estatísticas, para avaliar as principais variáveis preditoras das taxas metabólicas. Os riachos apresentaram vazões sempre inferiores a 100 L.s^{-1} , e a porcentagem de cobertura vegetal variou entre 39 e 86%. As concentrações médias de nitrogênio e fósforo totais variaram entre $0,8\text{-}1,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $9,4\text{-}42,4 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente, sendo os riachos classificados entre oligo e mesotróficos. A amplitude média das variações diárias de OD foi de 0,2 a $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$. As taxas de PPB apresentaram variação de 0,01 a $0,68 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Já as taxas de R variaram entre $0,61\text{-}42,08 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A partir do balanço entre a PPB e a R, os seis riachos apresentaram condições heterotróficas (respiração excedeu a produção primária bruta, com a produção primária líquida negativa), o que torna esses ambientes mais vulneráveis ao eventual aporte de cargas orgânicas que gerem demanda por oxigênio. Embora as concentrações de fósforo tenham sido correlacionadas com as taxas metabólicas, as principais variáveis preditoras, pelos modelos de regressão, foram vazão e a porcentagem de cobertura vegetal. A cobertura vegetal provavelmente foi responsável pela redução da incidência de radiação solar e, conseqüentemente, o principal limitante da disponibilidade de luz subaquática para algas bentônicas. A vazão apresentou possível efeito na redução da biomassa de algas pela abrasão decorrente da velocidade da água. Espera-se que, além de gerarem um conjunto de dados sobre ambientes aquáticos de um bioma ainda relativamente pouco estudado, o Cerrado, as informações apresentadas sobre os principais fatores intervenientes nos processos metabólicos dos riachos possam oferecer direcionamentos a projetos para sua conservação e para a manutenção de seus serviços ambientais.

Palavras chave: Funcionamento ecossistêmico; Indicador funcional; Produção primária; Qualidade da água; Riachos de primeira ordem.

ABSTRACT

SALTARELLI, W. A. **Metabolism in subtropical streams: spatial-temporal variation and gradient influence of environmental conditions**. 2017. 100 f. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2017.

The ecological balance of aquatic ecosystems is fundamental for biodiversity conservation and for to perform the environmental services. Stream metabolism can be used as a functional indicator of the level of disturbance of the environment due to the influence of watershed conditions on the characteristics and structure of aquatic ecosystems. The present study evaluated the spatial-temporal variation of gross primary production (GPP) and ecosystem respiration (R) rates, in streams located in the Cerrado, as to understanding the influence of water and the substrate characteristics and vegetation in metabolism. For this, six subtropical streams (São Carlos and Brotas, SP, Brazil) were studied with different environmental conditions. The metabolism was modeled by the short-term changes in the concentrations of dissolved oxygen (DO) and the photosynthetically active solar radiation, every 10 min in periods of 24h. In addition, the modeling considers the reaeration rates in each stream, which was estimated by gas tracer (SF_6). Variables of water quality, substrate, hydrological characteristics, and percentage of canopy cover were determined. Regression models were used, among other statistical analyzes, to evaluate the main predictors of metabolic rates. The streams had discharge rates lower than 100 L.s^{-1} , and the percentage of canopy cover varied between 39 and 86%. The mean concentrations of nitrogen and phosphorus varied between $0.8\text{-}1.3 \text{ mg.L}^{-1}$ and $9.4\text{-}42.4 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, respectively, and the streams were classified as oligo and mesotrophic. The mean amplitude of daily DO variations was 0.2 to 1.2 mg.L^{-1} . Rates of GPP ranged from 0.01 to $0.68 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{day}^{-1}$. R rates varied from 0.61 to $42.08 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{day}^{-1}$. From the balance between PPB and R, the six streams presented heterotrophic conditions (respiration exceeded gross primary production, with negative net primary production), which makes these streams more vulnerable to the eventual contribution of organic loads that generate demand for oxygen. Although phosphorus concentrations were correlated with metabolic rates, the main predictors of metabolic rates, by regression models, were discharge and canopy cover percentage. The canopy cover was probably responsible for reducing the incidence of solar radiation and, consequently, the main limitation of the availability of underwater light for benthic algae. The discharge indicated a possible effect on the algae biomass reduction due to the abrasion caused by the water velocity. It is expected that, in addition to the generation of data set on aquatic environments of the relatively little studied biome, the Cerrado, the information presented about the main drivers in the metabolic processes of the streams can offer directions to projects for its conservation and for the support of their environmental services.

Key words: Ecosystem functioning; Functional indicator; Primary production; Water quality; Low-order streams.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Influência de fatores abióticos e bióticos na função e estrutura do ecossistema	26
Figura 2 - Possíveis efeitos do aumento das concentrações de nutrientes nos ecossistemas aquáticos sobre alguns serviços ecossistêmicos.....	27
Figura 3. Riachos em estudo, Espreado (A), Fazzari (B), BROA (C), Canchim (D), USP Campus (E) e Santa Maria (F)	40
Figura 4 – Mapa de localização dos pontos de amostragem e microbacias de cada riacho.....	41
Figura 5. Esquema da configuração para medida de vazão do riacho	43
Figura 6. Esquema da configuração para lançamento do SF ₆ e coleta de amostras.....	49
Figura 7 – Precipitação total mensal (mm) no município de São Carlos (SP), entre outubro de 2015 e agosto de 2016, nas estações do INMET (A) e da Embrapa Pecuária Sudeste (B)	53
Figura 8 – Temperatura do ar (°C) no município de São Carlos (SP), entre outubro de 2015 e agosto de 2016, nas estações do INMET (A) e da Embrapa Pecuária Sudeste (B)	54
Figura 9 – Vazão (L.s ⁻¹) e velocidade média (10 ⁻² m.s ⁻¹) nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), entre outubro de 2015 e agosto de 2016	55
Figura 10 – Variação da cobertura vegetal nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), entre outubro de 2015 e agosto de 2016.....	56
Figura 11 – Teor de clorofila bentônica média (mg.m ⁻²) nos seis riachos, no período de out/15 a ago/16. Os <i>boxplots</i> apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e outliers	58
Figura 12 – Concentração de sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹), com sua fração orgânica (SSO) e inorgânica (SSI), nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), entre outubro de 2015 e agosto de 2016.....	61
Figura 13 – Concentração de carbono total (mg.L ⁻¹), com sua fração orgânica e inorgânica, nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), entre outubro de 2015 e agosto de 2016.....	62

Figura 14 – Concentração de nitrogênio total (mg.L^{-1}), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*..... 63

Figura 15 – Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (mg.L^{-1}), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers* 63

Figura 16 – Concentração de nitrato (mg.L^{-1}), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*..... 64

Figura 17 – Concentração de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*..... 64

Figura 18 – Concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*..... 65

Figura 19 – Concentrações de fosfato total dissolvido (A) e fosfato solúvel reativo (B) ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers* 65

Figura 20 – Decaimento do sinal cromatográfico de SF_6 ao longo dos trechos estudados nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), com suas respectivas linhas de tendência, equações e R^2 68

Figura 21 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho ES, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)70

Figura 22 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho FZ, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)71

Figura 23 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho BR, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)72

Figura 24 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho CA, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)73

Figura 25 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho USP 2, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F).....74

Figura 26 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho SM, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F).....75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões esperados no metabolismo de riachos em função de alterações naturais e respostas a estressores ambientais	31
Tabela 2 – Principais equações utilizadas na metodologia com ajuste de curvas, de Riley e Dodds (2013).....	37
Tabela 3 - Variáveis utilizadas para os cálculos e construção do modelo de metabolismo	37
Tabela 4 - Caracterização geral das estações de coleta nos riachos e suas respectivas coordenadas geográficas.....	39
Tabela 5. Variáveis abióticas determinadas na pesquisa, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados	47
Tabela 6 – Critérios e limites para classificação do estado trófico de riachos de acordo com as concentrações de clorofila e nutrientes	48
Tabela 7 – Parâmetros de entrada no modelo BASE.....	50
Tabela 8 – Caracterização da composição do substrato em cada riacho	57
Tabela 9 – Medições <i>in situ</i> , com sonda multiparâmetros, de temperatura, pH, turbidez e condutividade elétrica e concentrações mínimas e máximas de oxigênio dissolvido em períodos de 24h, nos meses de outubro de 2015 a agosto de 2016 .	59
Tabela 10 - Teores de clorofila e feofitina sestônica média ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos seis riachos, no período de out/15 a ago/16.	66
Tabela 11 - Classificação do estado trófico dos riachos em estudo pelos teores de clorofila (bentônica e séston) e concentrações médias de nutrientes.....	66
Tabela 12 - Coeficientes de reaeração (K_2 , dia^{-1} a 20°C) calculados para cada riacho em estudo, com a velocidade média no dia do experimento.	67
Tabela 13 – Amplitude média diária de OD (mg.L^{-1}), nos riachos em estudo, no período de out/16 a ago/16.....	69
Tabela 14 – Taxas de PPB, R e PPL ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $\text{gC m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de outubro de 2015 a agosto de 2016. .	77
Tabela 15 – Teste de Kruskal-Wallis para fatores espaciais (riachos) e temporais (coleta), com as variáveis da água em estudo e PBB, R e PPL. Os casos em que houve diferença significativa ($p < 0,05$) foram destacados em negrito. Para esses casos, entre parênteses, são mostrados os valores exatos de p.	79

Tabela 16 – Correlações de Spearman (r) entre todas as variáveis para todos os riachos, no período de out/15 a ago/16. Os coeficientes estatisticamente significativos ($p < 0,05$) foram destacados em vermelho.....81

Tabela 17 - Resumo dos modelos do “*mixed effect*” para produção primária bruta (PPB), respiração (R) e produção primária líquida (PPL), selecionados com base nas razões ACI83

Tabela 18 – Comparação de estudos do metabolismo aquático em diversos uso e ocupação do solo84

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	22
2 OBJETIVOS	24
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	25
3.1 Características dos riachos: funcionamento natural e estressores antrópicos	25
3.2 Metabolismo aquático.....	29
3.2.1 Conceitos básicos e influências humanas.....	29
3.2.2 Métodos para avaliação e modelagem do metabolismo aquático	34
4. MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1 Área de estudo e caracterização dos riachos.....	39
4.2 Variáveis climatológicas.....	43
4.3 Variáveis hidrológicas	43
4.4. Caracterização geral da mata ciliar.....	44
4.5 Variáveis do substrato	45
4.6 Variáveis da água	46
4.7 Estado trófico	47
4.8 Modelagem do metabolismo e determinação da produção primária... 48	
4.8.1 Cálculo da Reaeração.....	48
4.8.2 Procedimento de campo	49
4.8.3 Modelo matemático	50
4.9 Análise Estatística.....	51
5. RESULTADOS.....	53
5.1 Variáveis climatológicas.....	53
5.2 Variáveis hidrológicas	54
5.3 Caracterização geral da mata ciliar.....	54
5.4 Variáveis do substrato	57

5.4.1 Caracterização do substrato	57
5.4.2 Clorofila e feofitina bentônica.....	57
5.5 Variáveis da água.....	58
5.5.1 Medições de multiparâmetros <i>in situ</i>	58
5.5.2 Sólidos Suspensos Totais	60
5.5.3 Carbono total	60
5.5.4 Nutrientes, clorofila séston e estado trófico	63
5.7 Metabolismo aquático	67
5.7.1 Estimativa dos coeficientes de reaeração dos riachos	67
5.7.2 Variações nas concentrações diárias de oxigênio dissolvido e temperatura da água.....	69
5.7.3 Produção Primária Bruta, Respiração e Produção Primária Líquida ...	76
5.8 Análises estatísticas.....	79
6. DISCUSSÃO	84
7. CONCLUSÃO	93
REFERÊNCIAS	95

1 INTRODUÇÃO

Os riachos são *habitats* para diversas espécies de plantas, animais e outros organismos, além de oferecerem muitos benefícios às populações humanas. O crescimento populacional, aliado às formas não planejadas de uso e ocupação do solo e às pressões impostas pelas atividades antrópicas, tem ocasionado a degradação desses ambientes aquáticos. O Brasil, apesar de possuir cerca de 12% das reservas globais de água doce, apresenta heterogeneidade na distribuição dos recursos hídricos em seu território, e a menor disponibilidade de água coincide com as maiores densidades populacionais nas regiões sul e sudeste. Os episódios recentes de escassez hídrica e colapso energético (a matriz brasileira depende fortemente das hidrelétricas) sugerem a necessidade de maiores pesquisas que versem sobre rios, riachos, lagos e reservatórios, para que esses cursos de água possam ser adequadamente geridos e os usos múltiplos sejam assegurados em longo prazo.

Nos últimos anos, tem aumentado o número de pesquisas científicas e a discussão na sociedade acerca da importância da manutenção dos ecossistemas por uma série de benefícios diretos e indiretos por eles oferecidos, os serviços ambientais. Estes incluem serviços de suporte, provisão, regulação e culturais. As atividades humanas têm alterado a capacidade dos ecossistemas gerarem esses serviços essenciais à vida no planeta. O equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos é fundamental para que tais ambientes possam desempenhar seus papéis na regulação do clima, na provisão de água para usos consuntivos e não consuntivos e na manutenção da biodiversidade. Para que esses serviços possam ser avaliados, estudos a respeito do funcionamento e das condições de referência dos ecossistemas naturais são necessários, assim como uma comparação com ambientes impactados.

O metabolismo dos riachos pode ser utilizado como um indicador do nível de perturbação do ambiente, devido à influência das condições da bacia hidrográfica sobre as características e estrutura dos ecossistemas aquáticos. A análise dos processos de respiração e fotossíntese permite a estimativa dos níveis de produção primária líquida e, conseqüentemente, do fluxo de energia nas teias tróficas, propriedade fundamental dos ecossistemas, além da importância relativa dos

processos autotróficos e heterotróficos. A avaliação do estado trófico em ambientes preservados e impactos por atividades antrópicas pode oferecer subsídios para a recuperação ambiental, a definição de condições naturais de referência e o gerenciamento integrado dos recursos hídricos.

Essa pesquisa se dedicou ao estudo do metabolismo em riachos localizados no Cerrado, um bioma que, a despeito de sua importância para a manutenção de diversos serviços ambientais, tem sido bastante impactado no Brasil pela expansão agropecuária e pela urbanização. A compreensão do efeito desses impactos e da influência da mata ciliar sobre a produção primária é fundamental para o entendimento dos processos ecossistêmicos. Tal entendimento se torna especialmente relevante quando consideradas as recentes mudanças estabelecidas pelo novo Código Florestal Brasileiro, a ainda deficitária infraestrutura de saneamento no Brasil e o limitado controle ou planejamento sobre as formas de uso e ocupação do solo no país. A presente pesquisa integrou o projeto intitulado *“Correlações entre produção primária e secundária em riachos localizados em diferentes biomas brasileiros”*, financiado pela CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior), Processo N° 88881.068045/2014-01. Esse projeto resultou de uma parceria entre Universidade de São Paulo (campus São Carlos), Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), *Kansas State University* (EUA) e *Southern Illinois University* (EUA).

2 OBJETIVOS

O objetivo principal da presente pesquisa foi estimar a variação espaço-temporal dos níveis de produção primária bruta e respiração em riachos localizados no Cerrado (SP), como subsídio para o entendimento da influência de algumas características da água, do substrato e da vegetação ripária sobre o metabolismo desses ambientes aquáticos. Para isso, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- i. Analisar a relação entre as variáveis físicas, químicas e biológicas da água e do substrato e o estado trófico de seis riachos caracterizados por um gradiente de condições ambientais;
- ii. Avaliar a influência da mata ciliar dos riachos e de sua variação sazonal sobre o metabolismo aquático;
- iii. Investigar a predominância de autotrofia ou heterotrofia nos riachos pela estimativa da produção primária líquida;
- iv. Verificar se existem variações espaciais de acordo com as formas de uso e ocupação do solo preponderantes nas respectivas bacias hidrográficas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Características dos riachos: funcionamento natural e estressores antrópicos

O ecossistema dos riachos pode ser definido por características hidrológicas, *habitat*, condições químicas e comunidades biológicas, todas elas influenciadas por processos e atributos naturais (e.g., clima, relevo, pedologia) e pelas atividades antrópicas na bacia hidrográfica (BELL; JAMES; MCMAHON, 2012). Um ecossistema aquático equilibrado proporciona uma variedade de serviços aos seres humanos altamente valiosos para a qualidade de vida (COSTANZA et al., 1997).

A relação entre o ambiente físico com a estrutura e o funcionamento da comunidade de sistemas lóticos foi descrita pelo Conceito do Rio Contínuo ou do Contínuo Fluvial (*River Continuum Concept*), de Vannote et al. (1980), que estabeleceram que variáveis físicas (e.g., largura, profundidade, velocidade, vazão, temperatura) apresentam gradiente contínuo, da cabeceira a foz de um curso de água. Os rios são caracterizados por processos graduais de aumento de tamanho (riachos de cabeceira: 1 - 3ª ordem, rios médios: 4 - 6ª ordem, rios de porte grande: > 6ª ordem) resultando em ajustes bióticos e padrões de transporte, utilização e armazenamento da matéria orgânica ao longo de seu eixo longitudinal. Além disso, ocorrem mudanças na relação de Produção (P) e Respiração (R), da nascente ao médio curso, com tendência de heterotrófico para autotrófico, devido a maior disponibilidade de luz, aumento da temperatura e consequente aumento da produtividade de algas e macrófitas aquáticas.

O Conceito da Descontinuidade Serial, de Ward & Standford (1983), propõe que o represamento pode provocar alterações longitudinais nos rios. Essas modificações ocorrem a montante e jusante, rompendo o gradiente do ecossistema em relação as condições ambientais, nos processos bióticos e abióticos. As interações entre rio e a sua planície de inundação foram consideradas posteriormente no modelo, englobando as áreas de várzea como parte integrante do sistema fluvial (WARD; STANFORD, 1995). De acordo com o conceito do Pulso de Inundação, desenvolvido por Junk, Bayley e Sparks (1989), as planícies de

inundações, criadas por condições geomorfológicas e hidrológicas, propiciam um fornecimento periódico de material orgânico aos corpos d'água, proporcionando interações entre a biota e ciclagem de nutrientes.

Os pulsos contínuos e de longa duração proporcionam adaptações da biota para a utilização da rápida ciclagem de matéria orgânica e nutrientes disponíveis na zona de transição aquática/terrestre. Mais recentemente, Dodds et al. (2015) observaram que a estrutura ecossistêmica de riachos pode ser modificada devido a alterações climáticas (e.g., precipitação e temperatura), além de diversos fatores abióticos e bióticos como a hidrologia, geomorfologia, vegetação ripária (Figura 1). Todas essas características variam de um bioma para o outro.

Figura 1 - Influência de fatores abióticos e bióticos na função e estrutura do ecossistema

Fonte: Adaptado de Dodds et al. (2015).

A estrutura e o funcionamento dos ecossistemas tem sido alteradas devido a atividades antrópicas, como o crescimento de áreas agrícolas e urbanas, crescente uso de energia, água, consumo de fertilizantes e perda de biodiversidade (FOLEY, 2005). Além disso, os mesmos autores relataram que essas atividades podem influenciar a capacidade desses ecossistemas suportarem a produção de alimentos, manterem os recursos hídricos e florestais, regular o clima e qualidade do ar.

A maioria dos países em desenvolvimento não possui tratamento terciário de seus efluentes domésticos, o que resulta em maior concentração de nutrientes (sobretudo fósforo e nitrogênio) na água e no sedimento dos corpos hídricos receptores. Essas elevadas concentrações provocam efeitos adversos à comunidade aquática, como o incremento da biomassa e redução de diversidade de macroinvertebrados; aumento da produção primária bruta, respiração e biomassa de

macrófitas; e alterações na taxa e velocidade de absorção de nutrientes (GÜCKER; BRAUNS; PUSCH, 2006).

O aumento da biomassa de algas e macrófitas aquáticas pode ser ocasionado pelo aporte de nutrientes essenciais para o seu crescimento, em especial o fósforo e nitrogênio, levando o ambiente ao processo de eutrofização artificial (SOARES et al., 2012). Esse processo vem se acelerando devido às intervenções antrópicas, pelo uso e ocupação não planejados das bacias hidrográficas, por atividades industriais, agrícolas ou urbanização, como destacado por Sperling (2014).

Os mananciais de abastecimento de água, as atividades de recreação e os benefícios estéticos dos ecossistemas aquáticos podem ser influenciados negativamente pelo processo de eutrofização (DODDS et al., 2009) (Figura 2). Esse processo pode levar a florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, o que reflete maior frequência e gravidade de problemas de odor e gosto na água (DODDS, 2002). Devido à proliferação de algas, as atividades de pesca, navegação e recreação podem ser impossibilitadas (DODDS, 2002). Além disso, a eutrofização gera perdas econômicas, como desvalorização das habitações no entorno da área afetada e elevação no custo do tratamento de água (PRETTY et al., 2003).

Figura 2 - Possíveis efeitos do aumento das concentrações de nutrientes nos ecossistemas aquáticos sobre alguns serviços ecossistêmicos

Fonte: Adaptado de Dodds et al. (2009).

Os sistemas aquáticos podem ser classificados de acordo com seu estado trófico. Esse estado, que pode variar entre oligotrófico, mesotrófico ou eutrófico, é baseado em características da transparência da água, biomassa de algas e concentrações de nutrientes (DODDS, 2002). Essa classificação é mais comum para ambientes lênticos, como lagos e reservatórios, e tem sido utilizada para estabelecer metas de redução do aporte de nutrientes e do controle do grau de trofia.

De acordo com Dodds (2006), a definição do estado trófico para ambientes lóticos deve também considerar os processos metabólicos desses ecossistemas, pois, os rios e riachos, em virtude da sua maior conexão com o sistema terrestre (como fontes de carbono e interferência na disponibilidade de luz pela vegetação), são mais suscetíveis a ter predominância de heterotrofia. Dodds e Cole (2007) sugerem que é necessária a avaliação tanto da oxidação do C orgânico (respiração) quanto da fixação fotossintética do C inorgânico (produção primária) para uma definição abrangente do estado trófico correlacionado com as teias alimentares aquáticas. Dodds, Jones e Welch (1998) sugeriram critérios de classificação do nível trófico para riachos baseados na distribuição de dados publicados teores de clorofila bentônica e sestônica, concentrações de nitrogênio total e fósforo total para riachos temperados.

Além do uso das concentrações de nutrientes e de teores de clorofila para a classificação do estado trófico, alguns estudos têm buscado propor critérios adaptados para outros ambientes ou baseados em outras variáveis, como por exemplo os invertebrados. Chalar et al. (2011) desenvolveram o primeiro índice de estado trófico com invertebrados bentônicos para sistemas lóticos, com base na sua abundância e em outras variáveis ambientais (e.g. fósforo total).

Já Neverova-Dziopak e Kowalewski (2013) propuseram a classificação trófica de riachos fundamentada em características da produção e decomposição da matéria orgânica pelas algas, conhecida como equilíbrio biótico. As concentrações de oxigênio e dióxido de carbono na água podem ser influenciadas por alterações nesse equilíbrio biótico. Os autores desenvolveram essa abordagem para o índice trófico em ambientes lóticos a partir do equilíbrio das concentrações de CO_2 e O_2 . A classificação pode ser realizada pelos valores de pH e saturação de OD, na qual quanto maior o pH, maior o estado trófico do ecossistema.

3.2 Metabolismo aquático

3.2.1 Conceitos básicos e influências humanas

O fluxo energético nas teias alimentares é uma propriedade fundamental do ecossistema, no qual compostos inorgânicos e a energia luminosa são assimilados pelos organismos autotróficos (produtores), gerando compostos orgânicos complexos e oxigênio, por meio da fotossíntese (genericamente expressa pela Equação 1). Esses compostos são consumidos através do processo de respiração aeróbia pelos produtores, organismos heterotróficos e decompositores.

O metabolismo dos ecossistemas é composto por dois principais processos, o de redução de CO_2 para carbono orgânico via produção primária e o de oxidação da matéria orgânica para CO_2 via respiração. O metabolismo pode ser caracterizado por fluxos inter-relacionados de fixação e mineralização do carbono orgânico. Nos ecossistemas aquáticos, a Produção Primária Bruta (PPB) é a soma do carbono orgânico fixado pela fotossíntese e por organismos quimiossintéticos. A respiração ecossistêmica (R), por sua vez, é a mineralização do carbono orgânico pelos organismos autotróficos e heterotróficos.

A Produção Primária Líquida (PPL) é estabelecida pela diferença entre a PPB e a R (Equação 2). A partir desse balanço, a comunidade pode ser caracterizada quantitativamente conforme suas características preponderantes de autotrofia ($P/R > 1$) ou heterotrofia ($P/R < 1$) (ODUM, 1956), ou seja, se o carbono produzido pelo ecossistema é maior ou menor, respectivamente, que o consumido pela respiração.

$$\text{PPL} = \text{PPB} - \text{R} \quad (2)$$

A razão entre a taxa de produção primária bruta e respiração do ecossistema (PPB/R) pode oferecer informações com relação as duas principais fontes de energia dos ecossistemas aquáticos, as algas e a matéria orgânica terrestre. Se a produção exceder o consumo de carbono orgânico, a matéria orgânica produzida dentro do sistema está provavelmente suportando a teia alimentar, ao passo que se

o consumo for maior que a produção, a matéria orgânica que mantém a teia alimentar provém de fontes externas ou a montante (MEYER, 1989). Dessa maneira, o metabolismo do ecossistema proporciona uma medida direta da base alimentar dos ecossistemas fluviais e contribui para a determinação da sua capacidade de suporte à vida (YOUNG; MATTHAEI; TOWNSEND, 2008).

O metabolismo pode representar um indicador de como os riachos respondem aos impactos humanos de curto e longo prazo (e.g. alterações climáticas, uso e ocupação do solo) (WILLIAMSON et al., 2008). As taxas que compõem o metabolismo podem ser utilizadas como um indicador de perturbação do ambiente, devido à interferência das características físicas, químicas e biológicas dos riachos no metabolismo, como destacado por (GÜCKER; BOËCHAT; GIANI, 2009). Essas características são influenciadas pela área de drenagem e uso e ocupação da bacia hidrográfica (MULHOLLAND; HOUSER; MALONEY, 2005).

Segundo Young, Matthaei e Townsend (2008), o metabolismo aquático pode ser influenciado por uma ampla gama de fatores, com variações de cunho natural (e.g. clima, localização do riacho, entre a nascente e foz) e por perturbações antrópicas aos ecossistemas (e.g. poluição orgânica, produtos químicos, manejo de plantas aquáticas, como macrófitas). Entretanto, os autores afirmam que o metabolismo muitas vezes depende de uma combinação de influências naturais e antropogênicas (e.g. disponibilidade de luz, composição do substrato, turbidez, nutrientes, pH, vegetação ripária e variações na vazão) (Tabela 1).

A área da bacia hidrográfica e a largura do canal do corpo hídrico podem influenciar o metabolismo dos riachos, como foi discutido por Finlay et al. (2011), que encontraram menor concentração de nutrientes e condições heterotróficas em riachos (Califórnia, EUA) com menor área de drenagem (0,1-10 km²) enquanto os de maiores áreas (> 100 km²) apresentaram condições autotróficas e maior razão Nitrogênio/Fósforo. Os autores relacionaram o aumento da PPB com a maior disponibilidade de luz, a medida que o canal se alarga.

Tabela 1 – Padrões esperados no metabolismo de riachos em função de alterações naturais e respostas a estressores ambientais

Fator	Alteração	Reação/Resposta
Localização do riacho, entre nascente e foz.	Nascente reflorestada: mata densa.	Redução da PPB ($P/R < 1$)
	Curso do rio intermediário: mais luz.	Aumento da PPB ($P/R \approx 1$)
	Curso inferior do rio: profundidade, turbidez.	Redução da PPB ($P/R < 1$)
Luz	Maior incidência de radiação solar	Aumento da PPB e da P/R
Vegetação ripária	Perda da mata ciliar, aumento de luz	Aumento da PPB e da R
Turbidez	Mais sedimentos em suspensão	Redução da PPB e da P/R
Substrato natural	Predominância de sedimento fino	Aumento da R, redução da P/R
pH	Condições ácidas	Redução da PPB e da P/R
Temperatura	Aumento da temperatura da água	Aumento da R, eventualmente da PPB
Nutrientes	Enriquecimento de nutrientes	Aumento da PPB e da R
Poluição orgânica	Entrada de resíduos orgânicos	Aumento da R, redução da P/R
Produtos químicos tóxicos	Contribuição tóxica	Redução da PPB e da R
Canalização	Aumento da entrada de matéria orgânica	Aumento da R, redução da P/R
	Perda da heterogeneidade espacial e da complexidade do canal	Aumento da PPB e da P/R
Flutuações na vazão	Enchentes	Redução da PPB e R
Manejo de plantas aquáticas	Remoção de plantas	Redução da PPB e R

Fonte: Adaptado de Young, Matthaei e Townsend (2008).

A sazonalidade da mata ciliar tem impactos significativos sobre as taxas de metabolismo em riachos e está diretamente relacionada com a disponibilidade de luz, como observado por Roberts, Mulholland e Hill (2007) em um riacho de primeira ordem nos EUA. Neste caso, as taxas de PPB e R tiveram seus mínimos anuais durante os períodos de maior densidade da cobertura vegetal.

O'Driscoll et al. (2016) realizaram um estudo em dois riachos que sofreram um processo de desflorestamento na Irlanda. A respiração no ecossistema aumentou significativamente após a clareira, indicando um aumento no consumo líquido de carbono orgânico. No entanto, não foram observadas significativas mudanças na taxa de PPB após o desflorestamento, sugerindo que aumento de luz e nutrientes, decorrente da remoção de vegetação, não influenciaram os processos heterotróficos predominantes anteriormente.

A PPB também pode ser regulada pela variação da turbidez da água, sazonalidade da radiação solar e nuvens, como destacado por Hall et al. (2015) em um estudo realizado no Rio Colorado (Grand Canyon, EUA). A PPL em riachos com vegetação ripária escassa, como áreas de pastagem ou desérticas, é relativamente

elevada em comparação com ambientes de regiões florestais, devido à maior disponibilidade de luz nos primeiros ambientes (BERNOT et al., 2010; DODDS et al., 2015). Riley e Dodds (2012) também reforçaram que o metabolismo dos riachos pode ser afetado pela cobertura vegetal, devido a alterações no aporte de material orgânico alóctone ou de radiação solar.

Young e Huryn (1999) realizaram um estudo sobre os efeitos do uso do solo no metabolismo de cinco riachos, afluentes do Rio Taieri no sudeste da Nova Zelândia, localizados em áreas com florestas nativas, plantação de pinheiro exótico, pastagem e pasto desenvolvido. O estudo mostrou que a PPB foi influenciada por fatores que interferiram na disponibilidade de luz (como o sombreamento da mata ciliar e a maior turbidez da água nas bacias degradadas). A respiração, por sua vez, foi influenciada principalmente pela entrada de folhas da mata ciliar e pelo teor de matéria orgânica do sedimento.

A influência da temperatura e dos nutrientes no metabolismo foi avaliada em um experimento no sudoeste da Islândia em 13 nascentes, com diferentes graus de aquecimento geotérmico (5-25 °C). Nesse estudo as taxas de PPL variaram de 1,4 g O₂ m⁻².dia⁻¹ a 5°C para 12,2 g O₂ m⁻².dia⁻¹ a 25 °C. Já a assimilação de nutrientes foi maior nos ambientes com maior temperatura, com taxas de 19,6 ± 2,5 mg.m⁻² h⁻¹ (quente) e 4,8 ± 1,4 mg.m⁻² h⁻¹ (frio) para NH₄-N, e de 11,6 ± 1,1 mg.m⁻² h⁻¹ (quente) e 2,4 ± 0,5 mg.m⁻² h⁻¹ (frio) para NO₃-N (DEMARS et al., 2011).

Halliday et al. (2015) observaram que a urbanização afetou a produtividade de um riacho na Inglaterra. O estudo mostrou que o riacho recebia efluentes de quatro estações de tratamento, apresentando concentrações de nutrientes acima da permitida pela legislação local (concentração média de fósforo total: 0,66 mg.L⁻¹; NO₃: 14 mg.L⁻¹) e com alta produtividade (PPB entre 4,66 e 25,3 mgO₂ L⁻¹.dia⁻¹). Os autores consideraram as elevadas cargas de nutrientes como fatores estimulantes para a fotossíntese por algas bentônicas, predominando condições autotróficas (P/R entre 0,24 e 1,31).

Em um estudo realizado por Bernot et al. (2010) em nove riachos com condições de referência, influências agrícola e urbana, entre Porto Rico e Estados Unidos, a PPB foi maior em regiões agrícolas (0,1-16,2 g O₂ m⁻².d⁻¹) e urbanas (0,1-11,9 g O₂ m⁻².d⁻¹). Os riachos de referência apresentaram taxas significativamente mais baixas de PPB (0,1-3,9 g O₂ m⁻².d⁻¹). O mesmo estudo ainda mostrou que os

principais reguladores da R foram a velocidade, temperatura, nitrato, amônia e o carbono orgânico dissolvido.

Wang et al. (2003) realizaram um estudo do metabolismo de dois riachos localizados em bacias hidrográficas urbanizadas e não urbanizadas (Indiana, EUA). O estudo mostrou que a taxa de metabolismo estimada no riacho localizado na bacia hidrográfica não urbanizada foi maior em comparação com a do ambiente urbanizado, com taxa fotossintética média e de respiração média de 6,7 e 1,8 vezes maior, respectivamente. Além disso, durante o período de análise, o riacho do ambiente não urbano foi predominantemente autotrófico e o do ambiente urbanizado heterotrófico.

Os efeitos do regime de inundações foram investigados por Uehlinger, Kawecka e Robinson (2003), em experimentos no Rio *Spol* (Alpes Suíços), localizado a jusante de um grande reservatório. As inundações além de reduzirem a biomassa do perifíton também provocaram redução de 64% na produção primária bruta e de 36% na respiração do ecossistema, resultando em um declínio de 30% na relação P/R.

Alterações hidrológicas podem apresentar efeitos na variação temporal do metabolismo de riachos devido à remoção do biofilme em inundações (HALL, 2016). Acuña et al. (2004), em um estudo realizado em um riacho no norte da Espanha, relataram que a respiração ecossistêmica diminuiu quando o riacho apresentou maior vazão e aumentou quando ocorreu maior concentração de matéria orgânica disponível na água. A variação temporal da vazão também foi um controlador da PPB no Rio Chena (Alasca) (BENSON et al., 2013).

A avaliação ecológica de ecossistemas geralmente é baseada em propriedades estruturais, como a composição da comunidade de macroinvertebrados, peixes, características morfológicas do canal e das zonas ribeirinhas, e podem se limitar a um conjunto de espécies e indicadores. No entanto, se faz necessário a compreensão de todo o conjunto de variáveis que integram os processos do ecossistema. Os indicadores funcionais, como o metabolismo, são uma ferramenta para o entendimento das interações desses diferentes componentes estruturais (físicos, químicos e biológicos), possibilitando a comparação entre diversos tipos de ecossistemas (GÜCKER; BRAUNS; PUSCH, 2006; SILVA-JUNIOR et al., 2014).

O metabolismo de riachos pode ser usado como instrumento de análise dos impactos ao ecossistema de diversos estressores ambientais, possibilitando a avaliação da resistência e resiliência da biota aquática (HALL, 2016). Os estudos sobre o funcionamento do metabolismo aquático e as influências do uso e ocupação do solo foram predominantemente realizados em ambientes temperados, com menor disponibilidade de avaliações similares em ambientes subtropicais ou tropicais (SILVA-JUNIOR, 2016). A partir desse panorama, destaca-se a importância da necessidade de estudos para o entendimento do funcionamento e os efeitos do uso da bacia hidrográfica sobre os riachos localizados em menores latitudes.

3.2.2 Métodos para avaliação e modelagem do metabolismo aquático

A estimativa do metabolismo em cursos de água pode ser realizada pelo acompanhamento da variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do tempo (Equação 3) (ODUM, 1956). O oxigênio dissolvido tem sido o principal parâmetro utilizado para esse cálculo porque sua concentração pode variar significativamente pelas atividades metabólicas do ecossistema (HALL, 2016).

$$dO/dt = PPB - R + k (O_s - O) \quad (3)$$

[O] = concentração de OD (mg.L^{-1});

[PPB] = taxa de fotossíntese ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$);

[R] = taxa de respiração ecossistêmica ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$);

[k] = coeficiente de reaeração (d^{-1});

[O_s] = concentração de OD em saturação (mg.L^{-1}), a uma dada temperatura e pressão atmosférica.

Neste modelo (Equação 3), foram consideradas as taxas de produção primária bruta e de respiração ecossistêmica, o coeficiente de reaeração e pressão atmosférica em função da modificação da concentração de oxigênio dissolvido. Além disso, o modelo assume uma homogeneidade ao longo do corpo hídrico, tendo em vista que o oxigênio é mensurado em uma única estação.

O processo de reaeração pode alterar a concentração de oxigênio dissolvido na água, buscando o seu equilíbrio com a atmosfera. Nesse processo, por meio de

trocas gasosas, o oxigênio é introduzido no riacho ou liberado para a atmosfera, em situações de sub saturação ou saturação, respectivamente. A determinação do coeficiente de reaeração (K_2) é importante para a correta estimativa da produtividade e respiração do riacho, pois o fenômeno da reaeração, ao alterar a concentração de oxigênio dissolvido no corpo d'água, repercute nas estimativas do metabolismo (KNAPP; OSENBRÜCK; CIRPKA, 2015).

Existem três abordagens mais comuns utilizadas para avaliar a reaeração: equações empíricas, modelagem indireta e os traçadores gasosos (GRACE et al., 2015). Os modelos empíricos são baseados em características e variáveis do riacho (e.g., profundidade, velocidade e turbulência), por exemplo, o método de regressão noturna, que utiliza os dados da série temporal de oxigênio dissolvido (WANNINKHOF; MULHOLLAND; ELWOOD, 1990) ou pelo método de delta (CHAPRA; DI TORO, 1991).

A modelagem indireta, por sua vez, consiste no uso de *softwares* ou funções matemáticas que estimam a taxa de reaeração junto com a produção e respiração. Nessa modelagem é obtido um melhor ajuste entre o perfil de OD observado em campo e com o gerado pelo modelo. A taxa de reaeração é calculada em função da temperatura ao longo do tempo (GRACE et al., 2015).

Os métodos com traçadores gasosos relacionam a taxa de evasão de gases inertes (e.g. propano, criptônio, hexafluoreto de enxofre) com a do oxigênio. Os traçadores gasosos para a estimativa do coeficiente de reaeração foram utilizados por Marzolf, Mulholland e Steinman (1994) e Wanninkhof, Mulholland e Elwood (1990). Posteriormente, outros estudos adotaram o SF_6 para a mesma estimativa (BENSON et al., 2014; RILEY; DODDS, 2013) devido a sua elevada solubilidade em água. É necessário corrigir o coeficiente estimado para o SF_6 para o do oxigênio dissolvido, sendo essa conversão realizada por meio do fator de escala (1,38) proposto por Canele et al. (1995).

Métodos alternativos, com câmaras flutuantes, foram utilizados para mensurar a alteração da concentração de gases para a estimativa da reaeração em rios, como aplicadas por Alin et al. (2011), no Rio Amazonas (América do Sul) e no Rio Mekong (Sudeste Asiático). Nesse estudo, os autores aplicaram o balanço do dióxido de carbono dos rios com a atmosfera para o cálculo da velocidade de transferência do gás. A mesma técnica também foi utilizada em um afluente do Rio

Mississippi (EAU) para estimar a velocidade de transferência diversos gases (BEAULIEU; SHUSTER; REBHOLZ, 2012).

A estimativa das taxas metabólicas nos riachos também tem sido realizada por diferentes métodos, como o de uma única estação ou duas. O método de uma estação, utilizado previamente por Zell e Hubbart (2012) e Mulholland, Houser e Maloney (2005), baseia-se nos dados da medição do oxigênio dissolvido em uma única estação de amostragem. Já o método de duas estações, utilizado em estudos como os de Riley e Dodds (2013), Gücker, Boëchat e Giani (2009), Gücker, Brauns e Pusch (2006), considera a determinação da concentração em um ponto a montante e outro a jusante (RILEY; DODDS, 2013). O método de duas estações é indicado para riachos que possuem grandes alterações longitudinais em processos físicos ou biológicos (HALL, 2016).

O método BASE (BAYesian Single-station Estimation), desenvolvido por Grace et al. (2015), é uma ferramenta para a estimativa das taxas de metabolismo de todo ecossistema, em estação única, com estrutura bayesiana. Por meio de um *script* no *software* estatístico R, o modelo executa as interações com dados de oxigênio dissolvido, coeficiente de reaeração, luz, temperatura da água, pressão atmosférica e salinidade disponíveis.

A primeira versão do BASE foi modificada após sugestões de Song et al. (2016), com alterações na estrutura do modelo de variação do oxigênio dissolvido. Os autores mostraram que o BASE v1 subestimou as taxas metabólicas em alguns casos. O segundo modelo aperfeiçoou os ajustes entre o oxigênio observado e o modelado e diminuiu incertezas nas estimativas de parâmetros do conjunto de dados de validação proposto por Grace et al. (2015).

Outra metodologia para estimar as taxas metabólicas foi utilizada por Riley e Dodds (2013), com o método do ajuste de curvas, em duas estações. A partir dos dados da concentração de O_2 ao longo do tempo, o modelo é capaz de estimar o K_2 (que, alternativamente, pode ser inserido pelo usuário), além das taxas metabólicas (GPP, R). Os autores utilizaram a ferramenta *Solver*, no *Microsoft Excel*, para obter o melhor ajuste entre o O_2 modelado e o O_2 observado. Além disso, o estudo realizou correção dos parâmetros (K_2 , R e PPL) para temperatura da água e definiu que a distância mínima entre as duas estações deve ser de 20 m.

Ao considerarem duas estações, Riley e Dodds (2013) utilizaram uma relação adaptada de Parkhill e Gulliver (1999) para descrever a R do riacho corrigida

em relação à temperatura (R_t , Tabela 2, a Eq. 4). A partir da R_t , foi calculada a taxa de respiração diária. A Produção Primária Bruta (PPB_t) foi calculada por um modelo desenvolvido pela tangente hiperbólica (JASSBY; PLATT, 1976) (Tabela 2, Eq. 5). Esse modelo foi executado com correção para temperatura em uma equação, publicada por Parkhill e Gulliver (1999), para corrigir a P_{max} (fotossíntese máxima) para temperatura. A partir dos dados da PPB_t , os autores calcularam a Produção Primária Bruta Diária (Tabela 2, Eq. 7). A produção primária líquida diária foi calculada pelo balanço entre a respiração e produção bruta do ecossistema (Tabela 2, Eq. 8). As equações e as variáveis utilizadas para a construção do modelo de Riley e Dodds (2013) são apresentadas nas Tabelas 3 e 4, respectivamente.

Tabela 2 – Principais equações utilizadas na metodologia com ajuste de curvas, de Riley e Dodds (2013)

Eq	Parâmetro	Equação
4	$\Delta O_2 R_T$	$\Delta O_2 R_t = \left(-\frac{R_t}{\frac{d}{1000}} \right) * (1,045^{T_{méd}-20} * t)$
5	$\Delta O_2 PPB_T$	$\Delta O_2 PPB_T = \left(P_{maxT} * (1,036^{T_{méd}-20}) * \frac{\tanh(\alpha T * (1,036^{T_{méd}-20}) * L)}{P_{maxT} * (1,036^{T_{méd}-20})} \right) * T_{travel}$
6	$R_{diária}$	$R_{diária} = \Delta O_2 R_{T24méd} * \frac{d}{t} * 60 * 24$
7	$PPB_{diária}$	$PPB_{diária} = \Delta O_2 PPB_{T24méd} * \frac{d}{t} * 60 * 24$
8	$PPL_{diária}$	$PPL_{diária} = PPB - R$

Fonte: Adaptado de Riley e Dodds (2013).

Tabela 3 - Variáveis utilizadas para os cálculos e construção do modelo de metabolismo

Símbolo	Unidade	Descrição	Mensurado/ Modelado/ Calculado
$\Delta O_2 R_T$	$mg L^{-1} x^{-1}$	Variação de O_2 pela R	Calculado
$\Delta O_2 GPP_T$	$mg L^{-1} x^{-1}$	Variação de O_2 pela GPP em T (°C)	Calculado
d	M	Profundidade média	Mensurado
t	Min	Tempo de percurso entre as estações	Calculado
R_T	$mg m^{-2} min^{-1}$ ou $mg L^{-1} min^{-1}$	Respiração por T (°C)	Modelado
α_T	$(mg m^{-2} min^{-1} ou$ $mg L^{-1} min^{-1})$ $(\mu mol q^{-1} m^2 s)$	Declive inicial da curva de fotossíntese- irradiância em T (°C)	Modelado
P_{maxT}	$mg m^{-2} min^{-1} ou$ $mg L^{-1} min^{-1}$	Fotossíntese máxima por T (°C)	Modelado
$R_{diária}$	$g m^{-2} dia^{-1}$	Respiração diária	Modelado
$PPB_{diária}$	$g m^{-2} dia^{-1}$	Produção Primária Bruta Diária	Modelado
$PPL_{diária}$	$g m^{-2} dia^{-1}$	Produção Primária Líquida Diária	Modelado

Fonte: Adaptado de Riley e Dodds (2013).

A precisão do sensor de OD utilizado para as estimativas do metabolismo pode influenciar nos valores das taxas metabólicas. O sensor óptico de OD foi considerado o mais preciso e adequado para o cálculo do metabolismo do ecossistema, em uma avaliação comparativa realizada por Almeida, Boëchat e Gücker (2014). Além do tipo de sensor de OD, outros fatores podem contribuir para incertezas na metodologia como, por exemplo, a estimativa do coeficiente de reaeração, acurácia dos sensores de pressão barométrica e temperatura e contribuições de água subterrânea nos riachos (MCCUTCHAN; LEWIS; SAUNDERS, 1998).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo e caracterização dos riachos

Para a realização desse estudo, foram selecionados seis riachos de porte pequeno, localizados nos municípios de São Carlos e Brotas (SP) (Apêndice A), ambos pertencentes à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 13, dos rios Tietê/Jacaré (SIGRH, 2017).

De acordo com o Censo 2010, realizado pelo IBGE, a população de São Carlos naquele ano era de 221.950 habitantes, com população estimada em 2016 de 243.765 habitantes. O município possui área de 1.136,91 km², e apresentou 34,4% de uso da terra, no ano de 2013, com plantio de cana de açúcar, ocupando uma área de 394,60 km² (INPE, 2017). A porcentagem de domicílios particulares urbanos atendidos por rede geral de abastecimento de água é de 99,7% e rede de esgoto sanitário ou pluvial é de 99,4%. O município de Brotas possuía uma população de 21.580 habitantes em 2010, com população estimada 23,641 habitantes para 2015. A área do município é de 1.101,37 km² (IBGE, 2017). No ano de 2012, o município apresentou 0,22 Km² para plantio de cana de açúcar (INPE, 2017).

Os riachos em estudo (Tabela 4, Figura 3) estão localizados em área de com fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica, pois se localizam em uma zona de transição entre tais biomas, que são características dos municípios de São Carlos e Brotas (SANTOS et al., 2003; ZANCHETTA et al., 2006).

Tabela 4 - Caracterização geral das estações de coleta nos riachos e suas respectivas coordenadas geográficas

Estação de coleta	Código	Área de drenagem (km²)	Extensão do trecho estudado (m)	Coordenadas geográficas
Riacho Espreado	ES	2,49	110	21°58'46.75"S 47°52'23.11"O
Riacho Fazzari	FZ	0,69	33	21°58'80.02"S 47°53'80.30"O
Riacho BROA	BR	2,68	68	22°11'40.93"S 47°53'55.78"O
Riacho Canchim	CA	1,17	70	21°58'00.73"S 47°50'33.73"O
Riacho USP - Campus 2	USP 2	0,82	98	22°00'12.78"S 47°55'40.82"O
Riacho Santa Maria	SM	6,24	75	22°02'41.34"S 47°58'30.87"O

Figura 3. Riachos em estudo, Espraiado (A), Fazzari (B), BROA (C), Canchim (D), USP Campus (E) e Santa Maria (F)

Fonte: Autor (2017).

Os riachos apresentam um gradiente de condições ambientais em suas áreas de drenagem, desde áreas mais preservadas e com vegetação nativa (ES, FZ, BR) a regiões mais impactadas por atividades agrícolas (CA e SM) e urbanização (USP II) (Figura 4). Os riachos apresentam diferentes vazões média, entre 10 e 100 $L.s^{-1}$, sendo o riacho FZ com a menor e o SM com a maior.

Figura 4 – Mapa de localização dos pontos de amostragem e microbacias de cada riacho

VERSO MAPA

4.2 Variáveis climatológicas

Foram compilados dados climatológicos de temperatura do ar (média mensal, máximos e mínimos) e precipitação pluviométrica (total mensal) oriundos de um posto meteorológico do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), situado no município de São Carlos (SP) e de uma estação meteorológica localizada na Embrapa Pecuária Sudeste (21°57'42" S, 47°50'28" W).

4.3 Variáveis hidrológicas

A vazão (L.s^{-1}) e a velocidade média (m.s^{-1}) da água foram determinadas, em todas as coletas, por meio da liberação pulsada de soluto conservativo (WEBSTER; VALETT, 1996). O método consistiu na liberação de uma solução de NaCl com concentração conhecida, cujo deslocamento foi registrado por meio de um condutivímetro de campo instalado a jusante do ponto de lançamento (Figura 5).

Em laboratório, foi preparada a solução salina, com uma concentração de 238 g de NaCl por litro de água deionizada. Foram utilizados cerca de 0,5 a 1L dessa solução para cada 10 L.s^{-1} de vazão do riacho. Em campo, foi instalado o sensor que registrou a condutividade elétrica da água, a cada trinta segundos após o pulso, até o retorno às condições naturais anteriores ao lançamento, sempre respeitando a extensão do trecho selecionado (Tabela 4).

Figura 5. Esquema da configuração para medida de vazão do riacho

Fonte: Adaptado de Webster e Valett (1996).

A condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) foi convertida para $\text{g}.\text{L}^{-1}$ de NaCl por meio de uma curva de correção construída com soluções com concentrações conhecidas de NaCl. A vazão foi calculada pela integração da área abaixo da curva de concentração de NaCl (Equação 9)

$$[Vazão] = \frac{[massa\ utilizada\ de\ NaCl\ (g)]}{\left[\int_0^t \text{Concentração de NaCl} \left(\frac{g}{L}\right) * \text{Tempo} (s)\right]} \quad (9)$$

[Vazão]: vazão do riacho ($\text{L}.\text{s}^{-1}$);

[Massa de NaCl]: massa de NaCl utilizada no soluto (g);

[Concentração de NaCl]: concentração obtida de NaCl ($\text{g}.\text{L}^{-1}$);

[Tempo]: tempo acumulado (s).

A velocidade foi calculada pela razão da distância e a soma do tempo acumulado até o pico da concentração de NaCl (Equação 10).

$$[Velocidade] = \frac{Distância}{T} \quad (10)$$

[Velocidade]: velocidade do riacho ($\text{m}.\text{s}^{-1}$);

[Distância]: distância entre o ponto de lançamento e o condutivímetro (m);

[T]: tempo acumulado (s) até a concentração máxima de NaCl.

4.4. Caracterização geral da mata ciliar

A densidade de cobertura vegetal das matas ciliares dos trechos avaliados foi estimada por um densiômetro esférico côncavo (LEMMON, 1956, 1957). As leituras da cobertura do dossel foram realizadas bimestralmente em cinco pontos ao longo da mata ciliar do trecho estudado de cada sistema aquático.

O densiômetro é constituído por um espelho côncavo, com o seu centro dividido em 24 quadrantes. A leitura foi realizada a norte, sul, leste e oeste, a 1 m do solo, pela divisão de cada quadrante em quatro partes, totalizando 96 pontos. Esses pontos foram sistematicamente contados de acordo com a abertura de clareiras da mata refletidas sobre a superfície do espelho (LEMMON, 1956, 1957). O total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04. Foi realizada uma média dos cinco

pontos de cada riacho, resultando na estimativa da porcentagem de sombreamento gerado pela vegetação em cada trecho estudado.

4.5 Variáveis do substrato

Foi realizado um mapeamento dos riachos para caracterização do substrato. Essa caracterização foi realizada em diferentes transectos, com registro da largura (m) e do tipo de substrato presente (areia, rocha, raiz, folhas, madeira, sedimento fino etc). Esse mapeamento foi repetido quando ocorreram alterações significativas no substrato ou largura média, como perda de folhas na estação seca ou inundações. A partir da caracterização dos substratos, foram coletadas seis amostras de cada tipo de substrato por riacho, três em áreas com maior sombreamento e três em áreas com maior incidência de luz, para quantificar a clorofila e a feofitina bentônicas, de acordo com Sartory e Grobbelaar (1984). A extração foi realizada com etanol 80%, choque térmico e repouso das amostras durante 24 h no escuro. A leitura foi realizada no espectrofotômetro, nas curvas 665 nm e 750 nm, com e sem acidificação (APHA, 2012).

O cálculo das concentrações de clorofila foi realizado pelo método APHA (2012), com os coeficientes de absorção modificados (Equações 11 e 12) por Sartory e Grobbelaar (1984).

$$\text{Clorofila bentônica} = (28,78 * (665_0 - 665_a) * \frac{v}{A * l}) \quad (11)$$

$$\text{Feofitina bentônica} = 28,78[1,72(665_a) - 665_0] * \frac{v}{A * l} \quad (12)$$

[clorofila bentônica]: concentração de clorofila na amostra (mg.m⁻²);

[feofitina bentônica]: concentração de feofitina na amostra (mg.m⁻²);

[665₀]: absorbância da amostra não acidificada, a 665nm com a absorbância a 750nm subtraída;

[665_a]: absorbância da amostra acidificada, a 665nm com a absorbância a 750nm subtraída;

[v]: volume de etanol usado na extração (L);

[A]: área de coleta da amostra (m²);

[l]: largura da cubeta de leitura (cm).

A partir dos teores de clorofila e feofitina quantificados foi realizada uma média ponderada, com a participação relativa de cada substrato, para a determinação da concentração média para cada riacho.

4.6 Variáveis da água

As amostragens da água dos riachos foram realizadas bimestralmente, entre outubro de 2015 e agosto de 2016, a fim de contemplar as oscilações naturais das condições climáticas na região. As seis coletas ocorrem nos seguintes períodos: 1ª: 14 a 29 de outubro de 2015; 2ª: 1º a 16 de dezembro de 2015; 3ª: 23 de fevereiro a 09 de março de 2016; 4ª: 03 a 12 de maio de 2016; 5ª: 28 de junho a 7 de julho de 2016; 6ª: 09 a 19 de agosto de 2016.

Foram efetuadas medições *in situ* com a sonda multiparâmetros (temperatura, pH e condutividade elétrica) e coletadas amostras para análises (Tabela 5) realizadas com duas réplicas no Laboratório BIOTACE (Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes), da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos (EESC-USP).

As amostras para determinação de nutrientes totais foram acondicionadas em frascos plásticos e congeladas. As amostras para nutrientes dissolvidos (formas de fósforo e nitrogênio) e carbono orgânico e inorgânico foram filtradas (membranas de fibra de vidro GF/C - 1,2 µm - *Whatman*), acondicionadas em frascos de polietileno e congeladas.

As concentrações de sólidos suspensos totais, além de suas frações orgânica e inorgânica, foram determinadas por gravimetria (Tabela 5). A determinação de clorofila-a e feofitina na água foi realizada de acordo com Nush (1980), modificado por NEN (1981), pelo método de extração com etanol 80%. O cálculo das concentrações desses pigmentos foi realizado pelas Equações 13 e 14.

$$[\text{clorofila}] = 29,6 \frac{v}{V_{aS}} [(Eu_{665} - Eu_{750}) - (Ea_{665} - Ea_{750})] \quad (13)$$

$$[\text{feofitina}] = 29,6 \frac{v}{V_{aS}} \{ [1,7(Eu_{665} - Eu_{750})] - (Ea_{665} - Ea_{750}) \} \quad (14)$$

[clorofila]: concentração de clorofila-a na água (µg.L⁻¹);

[feofitina]: concentração de feofitina na água (µg.L⁻¹); v: volume do extrato (mL);

[V_a]: volume da amostra filtrada (L);

[S]: espessura da cubeta (cm);

[E_u]: absorvância da amostra não acidificada;

[E_a]: absorvância da amostra após acidificação;

[29,6]: valor numérico do coeficiente de absorção específica da clorofila-a;

[1,7]: razão de rendimento da clorofila-a não acidificada para acidificada.

Tabela 5. Variáveis abióticas determinadas na pesquisa, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados

Variável	Unidade	Método	Equipamento/Referência
Temperatura	°C	Potenciometria	Sonda multiparâmetros Hanna - 9828
pH	-	Potenciometria	
Condutividade elétrica	µS.cm ⁻¹	Potenciometria	
Oxigênio Dissolvido	mg.L ⁻¹	Sensor Óptico	Onset-HOBO® U26-001 e PME - MiniDOT Logger
Sólidos Suspensos Totais (orgânicos e inorgânicos)	mg.L ⁻¹	Gravimetria e Combustão 2540D e 2540E	APHA (2012)
Carbono total (orgânico e inorgânico)	mg.L ⁻¹	Combustão	TOC Shimadzu® / APHA (2012)
Nitrogênio Total Kjeldhal	mg.L ⁻¹	Digestão, Destilação e Titulação. 4.500 N _{org.} C	Büchi® / APHA (2012)
Nitrito	µg.L ⁻¹	Espectrofotometria 4.500 – NO ₂ .B	Espectrofotômetro Hach® 4.000 V APHA (2012)
Nitrato	mg.L ⁻¹	Espectrofotometria 4.500 – NO ₃ .B	Espectrofotômetro Hach® 4.000 V APHA (2012)
Fósforo Total	µg.L ⁻¹	Digestão e Espectrofotometria 4.500 P.E	Espectrofotômetro Hach® 4.000 V APHA (2015)
Fosfato total dissolvido	µg.L ⁻¹	Digestão e Espectrofotometria 4.500 P.E	Espectrofotômetro Hach® 4.000 V APHA (2012)
Fosfato solúvel reativo	µg.L ⁻¹	Digestão e Espectrofotometria 4.500 P.E	Espectrofotômetro Hach® 4.000 V APHA (2012)

4.7 Estado trófico

O estado trófico dos riachos foi estimado de acordo com os critérios de Dodds, Jones e Welch (1998), considerando os teores de clorofila bentônica (média e máxima, em mg.m⁻²) e do séston (µg.L⁻¹), além das concentrações de nitrogênio e

fósforo totais ($\mu\text{g.L}^{-1}$). Com base nos limites apresentados na Tabela 6, os riachos foram classificados em oligotróficos, mesotróficos ou eutróficos.

Tabela 6 – Critérios e limites para classificação do estado trófico de riachos de acordo com as concentrações de clorofila e nutrientes

Variável	Oligotrófico - Mesotrófico	Mesotrófico - Eutrófico
Clorofila Bentônica Média (mg.m^{-2})	20	70
Clorofila Bentônica Máxima (mg.m^{-2})	60	200
Clorofila Séston ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	10	30
Nitrogênio Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	700	1500
Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	25	75

Fonte: Adaptado de Dodds, Jones e Welch (1998).

4.8 Modelagem do metabolismo e determinação da produção primária

4.8.1 Cálculo da Reaeração

O fenômeno da reaeração nos riachos na interface ar-água foi avaliado por meio de um gás inerte, o traçador hexafluoreto de enxofre (SF_6). Esse traçador foi liberado, em concentração e vazão conhecidas, por uma bomba dosadora (FMI – modelo QBG, *Fluid Metering, INC, New York*), em um volume calculado para a obtenção de um *plateau* com um tempo de viagem da solução em aproximadamente de 20 minutos.

Em laboratório, foi preparada uma solução de NaCl (238 g de NaCl por litro), a qual foi transferida para um garrafão dobrável, em que foram adicionados 30 mL SF_6 por litro de solução. Esse procedimento foi realizado cerca de 10 h antes do experimento, para garantir o equilíbrio do gás com a solução salina.

Em campo, foi definido o local para a liberação da solução e o ponto de monitoramento da condutividade da água. A vazão da bomba dosadora foi medida com um cilindro graduado no início e no final do procedimento.

Foram coletadas duas amostras antes do início do lançamento da solução. Após o estabelecimento de um patamar (*plateau*) de condutividade, foram coletadas amostras e medidas a temperatura e a condutividade em seis pontos a partir da estação de monitoramento (Figura 6). As amostras foram coletadas cuidadosamente para que não houvesse bolhas de ar, em frascos de borosilicato e tampados sob a água, e armazenadas.

Figura 6. Esquema da configuração para lançamento do SF₆ e coleta de amostras

Fonte: Adaptado de Webster e Valett (1996).

Para estimar as taxas de perda deste gás e correlaciona-las com a reaeração, a concentração de SF₆ das amostras de água foi analisada em um cromatógrafo gasoso Shimadzu® equipado com detector por captura de elétrons (modelo GC-2014 "Greenhouse", com auto amostrador AOC-5000), seguindo metodologia de Demars, Thompson e Manson (2015). Essas análises foram realizadas em parceria com a EMBRAPA – Pecuária Sudeste, no Laboratório de Química Analítica, com auxílio do Me. Carlos Eduardo K. M. A. de Campos Jordão e do Dr. Júlio Cesar Pascale Palhares.

O coeficiente de reaeração foi estimado a partir do decaimento da concentração de SF₆ ao longo trecho estudado. Os dados da concentração de SF₆ pela distância foram plotados em um gráfico de regressão linear, no qual o coeficiente angular foi multiplicado pela velocidade média do riacho (m.min⁻¹), obtendo-se o coeficiente para o SF₆ (DEMARS; THOMPSON; MANSON, 2015). Posteriormente, esse valor foi multiplicado por 1,38 (CANELE et al., 1995) para a conversão do coeficiente do SF₆ para o do oxigênio.

4.8.2 Procedimento de campo

O metabolismo dos riachos foi estimado a partir das alterações da concentração de O₂ dissolvido na água ao longo do tempo, pelo método da estação única, com uso de sensores ópticos de OD com capacidade para armazenamento dos dados (MARZOLF; MULHOLLAND; STEINMAN, 1994, 1998; YOUNG; HURYN,

1998), o que permitiu a estimativa das taxas metabólicas da respiração e da produção primária bruta e líquida. Esse procedimento foi realizado bimestralmente por um período de 48 h em cada um dos seis riachos.

Foram instalados sensores ópticos (Onset-HOBO® U26-001 e PME - MiniDOT Logger) nos riachos para medições da concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) em intervalos de 10 minutos. Os sensores foram previamente calibrados, de acordo com os protocolos dos fabricantes.

Simultaneamente, foram instalados sensores (Onset-HOBO® UA-002-64 e Odyssey™ - *Photosynthetic Active Radiation Logger*) para registro da radiação fotossinteticamente ativa, em intervalos de 10 minutos. Foi utilizado o sensor (Onset-HOBO® U20L-04) para registro da pressão barométrica diária dos respectivos dias, a ser utilizada para calcular as taxas reaeração.

Além disso, outras características dos riachos foram determinadas, como comprimento (m), profundidade média (m), largura média (m), velocidade média (m.min^{-1}) e vazão ($\text{m}^3.\text{min}^{-1}$).

4.8.3 Modelo matemático

A estimativa das taxas metabólicas (PPB, R e PPL) foi realizada segundo o *script* do modelo bayesiano v. 2 (BASE - *BAYesian Single-station Estimation*), descrito por Grace et al. (2015), com auxílio do *software RStudio*®. Os dados (Tabela 7) para a entrada no modelo foram organizados em tabelas, que foram convertidas para o formato .csv, em períodos de 24 h para cada riacho.

Tabela 7 – Parâmetros de entrada no modelo BASE

Parâmetro	Unidade
Data e horário local	aaaa-mm-dd hh:mm:ss
Concentração de oxigênio dissolvido	mg.L^{-1}
Luz (PAR)	$\mu.\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$
Temperatura da água	$^{\circ}\text{C}$
Pressão atmosférica	bar
Salinidade	ppm
Coefficiente de reaeração	dia^{-1}

O BASE utilizou um modelo de "regressão diurna", desenvolvido por Kosinski, (1984), para o cálculo das taxas de GPP e R. Esse modelo foi empregado em dependência da taxa de reaeração e temperatura da água (Equação 15).

$$\frac{\Delta[O_2]_i}{\Delta t} = PPBI_i^p - R(\theta^{(T_i-T)}) + K_{O_2}(1,0241^{(T_i-T)})D_i \quad (15)$$

[I_i] = intensidade da luz incidente na superfície da água;

[p] = fotossíntese máxima;

[PPB] = produção primária bruta;

[T_i] = temperatura da água;

[T] = temperatura média da água ao longo do período de 24h;

[θ] = coeficiente de dependência da temperatura na taxa de respiração;

[K_{O₂}] = coeficiente de reaeração

As taxas metabólicas fornecidas pelo modelo em mgO₂ L⁻¹.dia⁻¹ foram convertidas para g O₂ m⁻².dia⁻¹, usando os dados de profundidade média (m) de cada riacho. Além disso, os valores para PPB e R, dados em unidades de OD, foram convertidos em unidade de carbono (C), usando um quociente fotossintético de 1,2 e um quociente respiratório de 0,85 (BOTT, 2006).

4.9 Análise Estatística

Para verificar a existência de variações estatisticamente significativas do ponto de vista espacial (entre os riachos) e temporal (entre os diferentes períodos de coleta), foi utilizada a análise Kruskal-Wallis, com confiança de 95% (p < 0,05).

O teste de correlação *Spearman*, com coeficientes *r* entre -1,0 e +1,0, foi empregado para identificar as correlações entre todos os parâmetros estudados com a produtividade primária e respiração dos ecossistemas. Com base nesse teste, foram selecionadas as variáveis com maiores correlações com o metabolismo para realização de regressões, com vistas à proposição de equações de previsão. Como os dados não apresentaram distribuição normal, os dados foram linearizados ou foi extraída a sua raiz quadrada para a construção dos modelos. Foi utilizado o *linear mixed effects models*, sendo os riachos com fatores randômicos e as variáveis como fixos, e o menor valor de AIC (Critério de Informação Akaike) como critério de seleção das para os modelos preditores das taxas metabólicas .

As análises estatísticas Kruskal-Wallis e *Spearman* foram realizadas com auxílio do *software Statistica 13*® e os modelos de regressões foram realizados pelo *software RStudio*®, seguindo o *scrip*t descrito por Winter (2013).

5. RESULTADOS

5.1 Variáveis climatológicas

A precipitação total mensal, no período de out/15 a ago/16, sempre foi inferior a 458 mm (Figura 7, A e B). De acordo com os dados das duas estações climatológicas, os meses mais chuvosos foi jan/16 (458 e 495 mm). Os meses mais secos foram abr/16 (10,4 e 7,2 mm) e jul/16 (2,6 mm), com precipitação mensal aproximadamente 80% e 92 % inferior a média histórica, respectivamente. Os meses de jun/16 e ago/16 apresentaram precipitações maiores que a média histórica para o período. De modo geral, os meses de out/15 a fev/16 foram caracterizados como período chuvoso e de abr/16 a ago/16, como período seco.

Figura 7 – Precipitação total mensal (mm) no município de São Carlos (SP), entre outubro de 2015 e agosto de 2016, nas estações do INMET (A) e da Embrapa Pecuária Sudeste (B)

Fonte: A: INMET (2016), B: EMBRAPA (2017).

A temperatura do ar variou na faixa de 16,5 e 24°C na estação A e 17,3 e 23,9 °C na estação B, no período entre out/15 a ago/16 (Figura 8), com média de 21,7°C (A) e 21,9°C (B). Os valores da temperatura do ar, na estação da EMBRAPA, foram semelhantes aos da média histórica para o período e na estação do INMET foram maiores de outubro a abril. O período mais quente foi de outubro a fevereiro, ao passo que junho e agosto foram os meses mais frios.

Figura 8 – Temperatura do ar (°C) no município de São Carlos (SP), entre outubro de 2015 e agosto de 2016, nas estações do INMET (A) e da Embrapa Pecuária Sudeste (B)

5.2 Variáveis hidrológicas

A vazão e a velocidade média da água nos riachos (Figura 9) foram associadas à precipitação do período, com valores elevados nos meses com maior precipitação. O mês de fevereiro apresentou a maior faixa de vazão (2,8 a 92,4 L.s⁻¹) e velocidade média (1,0 10⁻² e 7,0 10⁻² m.s⁻¹) entre os riachos.

O riacho que apresentou menor vazão foi o FZ (0,3 a 6 L.s⁻¹), seguido do CA (1,8 a 5,2 L.s⁻¹), e USP II (2,6 a 6,9 L.s⁻¹). O riacho com a maior faixa de vazão observada foi o SM (28,9 a 92,4 L.s⁻¹). A menor velocidade média observada foi no FZ (3,1 10⁻² m.s⁻¹), seguida do ES (5 10⁻² m.s⁻¹), BR (5,8 10⁻² m.s⁻¹), CA (8,2 10⁻² m.s⁻¹), USP II (8,7 10⁻² m.s⁻¹) e SM (22,2 10⁻² m.s⁻¹).

5.3 Caracterização geral da mata ciliar

A cobertura do dossel apresentou porcentagens médias entre 39 e 86% (Figura 10). O riacho BR apresentou a maior variação sazonal da cobertura vegetal (39-77%). Para os demais riachos, a cobertura permaneceu relativamente constante, com variações de 53-62% no FZ, 66-79% no ES, 70-77% no USP II, 72-86% no CA e 73-84% no FZ. A partir da densidade da cobertura vegetal média, para cada riacho, observou-se um gradiente no qual os riachos FZ e CA apresentaram as maiores densidades médias (77%), seguido do USP II (74%), ES (72%), BR (66%) e SM (58%).

Figura 9 – Vazão (L.s^{-1}) e velocidade média (10^{-2} m.s^{-1}) nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), entre outubro de 2015 e agosto de 2016

Figura 10 – Variação da cobertura vegetal nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), entre outubro de 2015 e agosto de 2016

5.4 Variáveis do substrato

5.4.1 Caracterização do substrato

O riacho ES apresentou composição predominante de areia (31%), raízes (28%) e sedimento fino (21%). No riacho FZ, o substrato preponderante foram folhas (56%) e raízes (26%). Já no riacho BR, areia (44%), seguida de sedimento fino (29%) e raízes (20%). Os principais tipos de substrato nos riachos CA e USP II foram rochas (53%, 31%) e areia (28%, 69%), respectivamente. No riacho SM, houve predominância de rochas (94%) (Tabela 8).

Tabela 8 – Caracterização da composição do substrato em cada riacho

Riacho	Areia (%)	Sedimento Fino (%)	Folhas (%)	Galhos (%)	Raiz (%)	Rocha (%)
Espraiado	31	21	14	6	28	*
Fazzari	*	14	51	9	26	*
Broa	44	29	6	1	20	*
Canchim	28	18	*	*	*	53
USP II	69	*	*	*	*	31
Santa Maria	6	*	*	*	*	94

* participação relativa inferior a 0,5%.

5.4.2 Clorofila e feofitina bentônica

O riacho CA apresentou o maior teor de clorofila bentônica média ($32,5 \pm 5,7$ mg.m⁻²), seguido do BR ($14,5 \pm 2,4$ mg.m⁻²), USP II ($14,3 \pm 3,0$ mg.m⁻²), FZ ($11,6 \pm 2,0$ mg.m⁻²), SM ($7,4 \pm 2,0$ mg.m⁻²) e ES ($6,6 \pm 1,5$ mg.m⁻²) (Figura 11). A maior variação dos teores de clorofila bentônica foi observada no riacho CA, enquanto ES e SM apresentaram menores oscilações. O teor de feofitina nos riachos foi menor que 0,1 mg.m⁻² em todos os meses.

Figura 11 – Teor de clorofila bentônica média (mg.m^{-2}) nos seis riachos, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e outliers

5.5 Variáveis da água

5.5.1 Medições de multiparâmetros *in situ*

A temperatura média da água atingiu valores maiores nos meses de outubro ($18,2^{\circ}\text{C}$), dezembro ($18,7^{\circ}\text{C}$) e fevereiro ($18,8^{\circ}\text{C}$) e valores mais baixos nos meses de abril ($15,3^{\circ}\text{C}$), junho ($14,5^{\circ}\text{C}$) e agosto ($15,5^{\circ}\text{C}$) (Tabela 9). Já o pH refletiu meio ácido a neutro, com médias de 5,6 (ES), 5,4 (FZ), 4,6 (BR), 6,4 (CA), 6,6 (USP II) e 6,7 (SM).

O riacho com a menor turbidez foi o BR ($<0,5$ - $2,8$ UNT), seguido do FZ ($2,3$ - $8,6$ UNT), ES ($3,3$ - $13,4$ UNT), SM ($3,3$ - $12,0$ UNT), CA ($3,6$ - $25,1$ UNT) e USP II ($6,1$ - $161,6$ UNT). O riacho BR também apresentou a menor condutividade elétrica média ($8 \pm 2 \mu\text{S.cm}^{-1}$), seguido do FZ ($12 \pm 6 \mu\text{S.cm}^{-1}$), ES ($14 \pm 6 \mu\text{S.cm}^{-1}$), USP II ($28 \pm 6 \mu\text{S.cm}^{-1}$), CA ($29 \pm 3 \mu\text{S.cm}^{-1}$) e SM ($39 \pm 4 \mu\text{S.cm}^{-1}$).

A concentração de oxigênio observada variou temporalmente, com menores concentrações nos períodos mais quentes (outubro, dezembro e fevereiro). Tais concentrações oscilaram entre $4,0$ - $7,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (ES), $1,7$ - $5,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (FZ), $6,3$ - $8,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (BR), $6,2$ - $8,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (CA), $6,5$ - $8,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (USP II) e $7,4$ - $8,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (SM).

Tabela 9 – Medições *in situ*, com sonda multiparâmetros, de temperatura, pH, turbidez e condutividade elétrica e concentrações mínimas e máximas de oxigênio dissolvido em períodos de 24h, nos meses de outubro de 2015 a agosto de 2016

Riacho	Mês	Temp. (°C)	pH	Turbidez (UNT)	Cond. elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})	
						Mínimo	Máximo
Espraiado (ES)	out/15	19,2	-	3,5	23	4,0	4,7
	dez/15	20,4	5,7	13,4	18	5,4	5,9
	fev/16	21,3	-	-	8	5,7	6,1
	abr/16	14,7	5,8	9,5	9	6,7	7,3
	jun/16	15,7	5,4	6,8	12	6,5	6,9
	ago/16	17,0	5,4	3,3	16	5,9	6,4
Fazzari (FZ)	out/15	19,5	-	2,3	23	1,7	2,8
	dez/15	21,1	5,4	8,6	12	3,7	4,8
	fev/16	21,8	5,4	6,8	10	5,3	5,5
	abr/16	18,0	5,5	5,0	8	5,2	5,9
	jun/16	18,5	5,3	5,3	9	5,2	5,8
	ago/16	18,8	5,6	5,0	8	4,7	5,6
Broa (BR)	out/15	20,0	-	2,8	6	6,3	6,6
	dez/15	21,4	5	0,9	5	6,5	6,7
	fev/16	22,0	4,5	<0,5	12	6,9	7,1
	abr/16	16,2	4,5	<0,5	7	7,6	7,9
	jun/16	16,0	4,7	<0,5	8	7,8	8,2
	ago/16	18,5	4,3	<0,5	8	7,4	7,8
Canchim (CA)	out/15	20,8	-	11,5	34	6,2	6,7
	dez/15	20,5	6,4	18,9	32	6,6	7,1
	fev/16	21,3	6,4	11,6	28	7,2	7,4
	abr/16	18,9	6,4	3,6	26	7,4	7,8
	jun/16	16,8	6,4	25,1	27	8,1	8,5
	ago/16	17,8	6,3	12,5	27	7,9	8,4
USP II	out/15	22,3	-	62,4	39	6,5	7,2
	dez/15	22,1	6,4	161,6	28	7,7	7,9
	fev/16	22,3	6,5	13,1	28	7,3	7,9
	abr/16	19,0	6,8	6,1	25	7,5	8,4
	jun/16	16,8	6,7	40,0	25	8,5	8,9
	ago/16	17,8	6,4	8,5	22	7,8	8,4
Santa Maria (SM)	out/15	25,4	6,7	3,3	38	7,5	7,8
	dez/15	25,6	6,7	11,5	41	7,5	7,9
	fev/16	23,1	6,8	12,0	43	7,4	7,9
	abr/16	20,0	6,6	10,8	36	8,2	8,4
	jun/16	17,4	6,9	9,4	42	8,4	8,9
	ago/16	18,8	6,5	5,9	33	7,8	8,4

- dados não disponíveis

5.5.2 Sólidos Suspensos Totais

As concentrações de sólidos suspensos totais variaram entre 0,1 e 18,9 mg.L⁻¹ (Figura 12), com faixas observadas entre 0,1-3,5 mg.L⁻¹ no riacho BR, 2,5-5,8 mg.L⁻¹ no FZ, 2,9-6,1 mg.L⁻¹ no SM, 1,9-8,5 mg.L⁻¹ no ES, 2,8-15,6 mg.L⁻¹ no USP II e 2,5-18,9 mg.L⁻¹ no CA. Os riachos ES, FZ, BR e CA apresentaram predominância de fração orgânica (SSO), normalmente superior a 55%. Já os riachos USP II e SM, tiveram predomínio da fração inorgânica (SSI).

5.5.3 Carbono total

As concentrações de carbono total (CT) apresentaram variação temporal, na qual nos meses outubro, dezembro e fevereiro foram observadas as maiores concentrações (Figura 13). As faixas de carbono total observadas foram de 3,5-12,1 mg.L⁻¹ no ES, 3,1-7,8 mg.L⁻¹ no FZ, 2,4-12,3 mg.L⁻¹ no BR, 3,7-7,6 mg.L⁻¹ no CA, 3,3-5,9 mg.L⁻¹ no USP 2 e 3,0-25,2 mg.L⁻¹ no SM. Os riachos ES, FZ, BR e SM apresentaram predominância de 63, 62, 87% e 75%, respectivamente, de frações orgânicas (CO), enquanto os riachos CA e USP II apresentaram predominância de frações inorgânicas (CI), com 57 e 52%, respectivamente.

Figura 12 – Concentração de sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}), com sua fração orgânica (SSO) e inorgânica (SSI), nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), entre outubro de 2015 e agosto de 2016

Figura 13 – Concentração de carbono total (mg.L^{-1}), com sua fração orgânica e inorgânica, nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), entre outubro de 2015 e agosto de 2016

5.5.4 Nutrientes, clorofila séston e estado trófico

A concentração média de nitrogênio total (NT) foi de 1,3 mg.L⁻¹ no SM, 1,2 mg.L⁻¹ no ES, 0,9 mg.L⁻¹ no CA e FZ, 0,8 mg.L⁻¹ no USP II e 0,8 mg.L⁻¹ no BR (Figura 14). O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) apresentou concentração média de 0,7 mg.L⁻¹ (ES), 0,4 mg.L⁻¹ (FZ), 0,3 mg.L⁻¹ (BR), 0,4 mg.L⁻¹ (CA e USP II) e 0,2 mg.L⁻¹ (SM) (Figura 15). As maiores concentrações de NTK foram observadas em maio/16, sendo 0,7 mg.L⁻¹ (SM), 0,8 mg.L⁻¹ (ES e BR), 1,5 mg.L⁻¹ (FZ), 1,4 mg.L⁻¹ (CA), 1,5 mg.L⁻¹ (USP II).

Figura 14 – Concentração de nitrogênio total (mg.L⁻¹), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e outliers

Figura 15 – Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (mg.L⁻¹), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e outliers

A concentração de nitrato (NO_3^-) apresentou variação entre 0,3-0,9 mg.L^{-1} (ES), 0,4-0,7 mg.L^{-1} (FZ), 0,2-0,9 mg.L^{-1} (BR), 0,3-0,8 mg.L^{-1} (CA), 0,3-0,5 mg.L^{-1} (USP II) e 1,0-1,1 mg.L^{-1} (SM) (Figura 16). As maiores concentrações médias de nitrito (NO_2^-) foram observadas no SM ($3,5 \pm 0,9 \mu\text{g.L}^{-1}$), seguido do CA ($2,4 \pm 1,1 \mu\text{g.L}^{-1}$), ES ($2,2 \pm 0,8 \mu\text{g.L}^{-1}$), FZ ($2,1 \pm 0,9 \mu\text{g.L}^{-1}$), BR ($2,0 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) e USP II ($1,6 \pm 1,1 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 17).

Figura 16 – Concentração de nitrato (mg.L^{-1}), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*

Figura 17 – Concentração de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*

O fósforo total (PT) apresentou menor concentração média no BR ($9,4 \pm 3,9 \mu\text{g.L}^{-1}$), seguido do FZ ($25,6 \pm 17,9 \mu\text{g.L}^{-1}$), SM ($28,5 \pm 19,7 \mu\text{g.L}^{-1}$), USP II ($31,9 \pm 10,6 \mu\text{g.L}^{-1}$), ES ($37,8 \pm 28,9 \mu\text{g.L}^{-1}$) e CA ($42,4 \pm 11 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 18).

Figura 18 – Concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*

O fosfato total dissolvido variou entre $4,0$ - $5,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (BR), $6,0$ - $15,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FZ), $7,6$ - $42,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (SM), $9,6$ - $29,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (USP II), $8,0$ - $31,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (ES) e 15 - $40,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (CA) (Figura 19, A). O fosfato solúvel reativo representou 13% da concentração média de PT no SM, 35% no CA, 37% no FZ e USP II, 41% no ES e 42% no BR (Figura 19, B).

Figura 19 – Concentrações de fosfato total dissolvido (A) e fosfato solúvel reativo (B) ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os *boxplots* apresentam valores médios, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*

O riacho USP II apresentou o maior teor de clorofila sestônica média (9,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$), seguido do CA (7,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$), SM (3,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$) FZ (2,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$), BR (2,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e ES (1,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$). As maiores variações dos teores de clorofila sestônica foram observadas nos riachos CA e USP II, enquanto ES, FZ e BR apresentaram concentrações mais estáveis (Tabela 10). Os teores de feofitina apresentaram variações entre 0,4 e 6,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Tabela 10 - Teores de clorofila e feofitina sestônica média ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos seis riachos, no período de out/15 a ago/16.

	Mês	ES	FZ	BR	CA	USP II	SM
Clorofila sestônica ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	out/15	-	-	4,4	17,2	9,8	1,8
	dez/15	3,8	3,6	2,7	4,4	16,0	9,8
	fev/16	0,6	-	-	1,8	-	5,3
	abr/16	1,8	-	0,1	-	1,5	1,8
	jun/16	-	-	-	-	-	-
	ago/16	0,3	2,1	-	-	-	0,6
Feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	out/15	-	4,1	-	-	6,2	-
	dez/15	-	-	-	-	-	-
	fev/16	-	5,0	1,9	-	0,7	-
	abr/16	-	0,4	-	1,1	-	-
	jun/16	4,6	0,7	0,4	1,8	2,1	0,7
	ago/16	-	-	0,4	1,8	0,7	-

- teor menor que 0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

O riacho BR apresentou classificação como oligotrófico enquanto os riachos ES, FZ, CA, USP 2 e SM apresentaram características predominantes entre oligotrófico – mesotróficos (Tabela 11).

Tabela 11 - Classificação do estado trófico dos riachos em estudo pelos teores de clorofila (bentônica e séston) e concentrações médias de nutrientes

Riacho	Clorofila Bentônica Média (mg.m-2)	Clorofila Bentônica Máxima (mg.m-2)	Clorofila Séston Média ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nitrogênio Total Média ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Fósforo Total Média ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Classificação
ES	6,6	14	1,3	1200	37,8	Oligo – mesotrófico
FZ	11,6	17,4	2,8	900	25,6	Oligo – mesotrófico
BR	14,5	22	2,4	800	9,4	Oligotrófico
CA	32,5	46,6	7,8	900	42,4	Oligo – mesotrófico
USP 2	14,3	22,7	9,1	800	31,9	Oligo – mesotrófico
SM	7,4	16,1	3,8	1300	28,5	Oligo – mesotrófico

5.7 Metabolismo aquático

5.7.1 Estimativa dos coeficientes de reaeração dos riachos

O sinal cromatográfico da concentração de SF_6 ao longo dos trechos dos riachos, conforme esperado, apresentou decaimento (Figura 20), com coeficiente de determinação (R^2) acima de 0,7 em todos os casos. O riacho BR apresentou o menor coeficiente de reaeração (K_2), seguido do ES, FZ, CA, USP II e SM (Tabela 12). Esses valores foram utilizados para a estimativa das taxas metabólicas para cada riacho. O K_2 estimado para o riacho SM não convergiu com o modelo BASE nos meses de outubro, dezembro e agosto e o coeficiente para esses meses foi aproximado pelo próprio modelo, resultando nos valores de 25,4 K_2, dia^{-1} (out), 72,0 K_2, dia^{-1} (dez) e 25,5 K_2, dia^{-1} (ago).

Tabela 12 - Coeficientes de reaeração (K_2, dia^{-1} a 20°C) calculados para cada riacho em estudo, com a velocidade média no dia do experimento.

Riacho	K_2 (dia^{-1} a 20°C)	Velocidade média ($\text{m} \cdot \text{min}^{-1}$)
ES	23,73	3,1
FZ	40,70	0,7
BR	19,68	2,8
CA	98,99	3,8
USP II	122,11	6,1
SM	273,65	16,2

Figura 20 – Decaimento do sinal cromatográfico de SF₆ ao longo dos trechos estudados nos riachos ES (A), FZ (B), BR (C), CA (D), USP II (E) e SM (F), com suas respectivas linhas de tendência, equações e R²

5.7.2 Variações nas concentrações diárias de oxigênio dissolvido e temperatura da água

Os riachos apresentaram variações diárias na concentração de oxigênio dissolvido e na temperatura. A concentração de OD foi maior nos meses de abr/16, jun/16 e ago/16, que apresentaram temperatura da água inferior aos meses de out/15, dez/15 e fev/16. Os riachos BR, CA, USP II, e SM apresentaram concentrações de OD na faixa de 6 a 9 mg.L⁻¹, enquanto o ES apresentou de 3,5 e 7,5 mg.L⁻¹ e o FZ variação de 1,5-6,0 mg.L⁻¹.

A amplitude média das variações diárias de OD (Tabela 13) foi de $0,8 \pm 0,3$ mg.L⁻¹ no FZ (Figura 22), $0,5 \pm 0,2$ mg.L⁻¹ no ES (Figura 21), $0,5 \pm 0,2$ mg.L⁻¹ no USP II (Figura 25), $0,5 \pm 0,1$ mg.L⁻¹ no SM (Figura 26), $0,4 \pm 0,2$ mg.L⁻¹ no CA (Figura 24) e $0,3 \pm 0,1$ mg.L⁻¹ no BR (Figura 23).

Tabela 13 – Amplitude média diária de OD (mg.L⁻¹), nos riachos em estudo, no período de out/16 a ago/16

Mês	ES	FZ	BR	CA	USP 2	SM
Out/15	0,8	1,0	0,4	0,8	0,9	0,5
Dez/15	0,5	1,2	0,3	0,5	0,4	0,4
Fev/16	0,3	0,3	0,1	0,2	0,3	0,6
Abr/16	0,6	0,8	0,4	0,4	0,4	0,4
Jun/16	0,4	0,7	0,4	0,2	0,6	0,5
Ago/16	0,5	0,9	0,5	0,5	0,5	0,6

Figura 21 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho ES, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)

Figura 22 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho FZ, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)

Figura 23 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho BR, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)

Figura 24 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho CA, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)

Figura 25 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho USP 2, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)

Figura 26 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água em 48 h compreendendo períodos de dia e noite, no riacho SM, nos meses de out/15 (A), dez/15 (B), fev/16 (C), abr/16 (D), jun/16 (E) e ago/16 (F)

5.7.3 Produção Primária Bruta, Respiração e Produção Primária Líquida

As taxas de Produção Primária Bruta (PPB) foram sempre inferiores a $0,7 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ em todos os riachos, sendo o ES com a maior PPB ($0,05\text{-}0,68 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) e os riachos USP II e SM com as menores ($0,05\text{-}0,08$ e $0,02\text{-}0,1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente). Em termos de carbono, a produção não excedeu $0,81 \text{ gC m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, com média de $0,14 \text{ gC m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (Tabela 14).

Já as taxas de Respiração (R) variaram entre $0,6\text{-}42,1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ em todos os riachos, com taxas inferiores a $8,5 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ nos riachos SM, USP e CA. Os riachos ES e FZ apresentaram os maiores valores de R, com variação de $10,4\text{-}42,1$ e $2,7\text{-}41,3 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente. Em termos de carbono, a respiração apresentou média de $8,6 \text{ g C m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, com valores mínimos e máximos de $0,5$ e $35,8 \text{ gC m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente.

A partir do balanço entre a PPB e a R, os seis riachos apresentaram condições heterotróficas (respiração excedeu a produção primária bruta, com a produção primária líquida negativa) em todos os períodos de coleta, com variação de $-41,4$ a $-0,5 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. A variação em termos de carbono foi entre $-35,0$ e $-0,4 \text{ g C m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, com média $-8,5 \text{ gC m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Tabela 14 – Taxas de PPB, R e PPL ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $\text{gC m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de outubro de 2015 a agosto de 2016

Riacho	Mês	PPB (mgO_2 $\text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)	PPB (gO_2 $\text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	PPB (gC $\text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	R (mgO_2 $\text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)	R (gO_2 $\text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	R (gC $\text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	PPL (mgO_2 $\text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)	PPL (gO_2 $\text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	PPL (gC $\text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)
Espraiado (ES)	out/15	0,54	0,22	0,26	97,4	38,96	33,12	-96,9	-38,75	-32,86
	dez/15	0,98	0,68	0,81	61,0	42,08	35,77	-60,0	-41,41	-34,96
	fev/16	0,32	0,06	0,07	54,6	10,37	8,82	-54,3	-10,31	-8,75
	abr/16	0,32	0,09	0,10	50,5	13,64	11,60	-50,2	-13,56	-11,49
	jun/16	0,19	0,05	0,06	52,0	14,04	11,93	-51,8	-13,99	-11,87
	ago/16	0,55	0,20	0,25	63,4	23,45	19,94	-62,8	-23,25	-19,69
Fazzari (FZ)	out/15	1,35	0,08	0,10	243,3	14,60	12,41	-241,9	-14,52	-12,31
	dez/15	2,27	0,11	0,14	172,3	8,62	7,32	-170,1	-8,50	-7,19
	fev/16	0,07	< 0,01	0,00	106,7	4,27	3,63	-106,6	-4,26	-3,62
	abr/16	1,05	0,06	0,08	124,6	7,47	6,35	-123,5	-7,41	-6,28
	jun/16	0,76	0,25	0,30	125,2	41,30	35,11	-124,4	-41,05	-34,81
	ago/16	2,25	0,05	0,05	136,8	2,74	2,33	-134,6	-2,69	-2,27
Broa (BR)	out/15	0,49	0,17	0,20	35,5	12,07	10,26	-35,0	-11,90	-10,06
	dez/15	0,58	0,27	0,32	31,2	14,34	12,19	-30,6	-14,08	-11,87
	fev/16	0,12	0,03	0,03	22,8	5,25	4,46	-22,7	-5,22	-4,43
	abr/16	0,11	0,05	0,06	23,1	10,17	8,64	-23,0	-10,12	-8,58
	jun/16	0,35	0,19	0,23	20,9	11,49	9,77	-20,5	-11,30	-9,53
	ago/16	0,76	0,55	0,66	24,3	17,51	14,89	-23,6	-16,97	-14,23
Canchim (CA)	out/15	4,22	0,17	0,20	169,0	6,76	5,75	-164,8	-6,59	-5,54
	dez/15	1,01	0,05	0,06	125,8	6,29	5,35	-124,8	-6,24	-5,29
	fev/16	1,06	0,04	0,05	103,3	4,13	3,51	-102,3	-4,09	-3,46
	abr/16	1,36	0,05	0,07	67,8	2,71	2,30	-66,4	-2,66	-2,24
	jun/16	0,35	0,01	0,02	48,1	1,93	1,64	-47,8	-1,91	-1,62
	ago/16	0,04	0,00	0,00	65,2	1,96	1,66	-65,1	-1,95	-1,66

USP II	out/15	1,14	0,05	0,05	164,3	6,57	5,59	-163,2	-6,53	-5,53
	dez/15	0,94	0,05	0,06	41,2	2,06	1,75	-40,3	-2,02	-1,70
	fev/16	0,96	0,06	0,07	73,9	4,43	3,77	-72,9	-4,38	-3,70
	abr/16	1,23	0,06	0,07	87,8	4,39	3,73	-86,6	-4,33	-3,66
	jun/16	1,33	0,08	0,10	42,0	2,52	2,14	-40,7	-2,44	-2,05
	ago/16	1,33	0,08	0,10	76,3	4,58	3,89	-74,9	-4,50	-3,79
Santa Maria (SM)	out/15	0,15	0,04	0,05	5,9	1,70	1,45	-5,7	-1,66	-1,40
	dez/15	0,76	0,10	0,12	4,7	0,61	0,52	-4,0	-0,51	-0,40
	fev/16	0,08	0,02	0,02	34,2	8,20	6,97	-34,1	-8,18	-6,95
	abr/16	0,27	0,08	0,09	24,1	6,75	5,74	-23,8	-6,67	-5,65
	jun/16	0,12	0,03	0,03	32,8	6,89	5,86	-32,7	-6,87	-5,83
	ago/16	0,01	< 0,01	0,00	4,0	0,76	0,65	-4,0	-0,76	-0,64

5.8 Análises estatísticas

O teste de Kruskal-Wallis considerando os fatores espaciais (riachos) e temporais (períodos de coleta) indicou que houve variações estatisticamente significativas para diversas variáveis (Tabela 15, $p < 0,05$). As variáveis pH, turbidez, OD, condutividade elétrica, formas de fósforo, carbono inorgânico, clorofila bentônica, PPB, R e PPL apresentaram variações significativas ($p < 0,05$) para o fator espacial. As variáveis temperatura, nitrogênio total, nitrogênio total Kjeldahl, nitrato, carbono orgânico e clorofila sestônica apresentaram variações significativas ($p < 0,05$) para o fator temporal.

Tabela 15 – Teste de Kruskal-Wallis para fatores espaciais (riachos) e temporais (coleta), com as variáveis da água em estudo e PBB, R e PPL. Os casos em que houve diferença significativa ($p < 0,05$) foram destacados em negrito. Para esses casos, entre parênteses, são mostrados os valores exatos de p .

Variável	Fator espacial	Fator temporal
Temperatura	$p = 0,9315$	$p < 0,05 (0,00001)$
pH	$p < 0,05 (0,0001)$	$p = 0,8673$
Turbidez	$p < 0,05 (0,0110)$	$p = 0,4355$
Oxigênio dissolvido	$p < 0,05 (0,0068)$	$p = 0,0965$
Condutividade elétrica	$p < 0,05 (0,00001)$	$p = 0,9899$
Sólidos suspensos totais	$p = 0,1334$	$p = 0,4355$
Sólidos suspensos inorgânicos	$p = 0,1334$	$p = 0,4355$
Sólidos suspensos orgânicos	$p = 0,7246$	$p = 0,0817$
Nitrogênio total	$p = 0,0965$	$p < 0,05 (0,0348)$
Nitrogênio total Kjeldahl	$p = 0,2593$	$p < 0,05 (0,0201)$
Nitrato	$p = 0,1562$	$p < 0,05 (0,0022)$
Nitrito	$p = 0,0204$	$p = 0,0965$
Fósforo total	$p < 0,05 (0,0119)$	$p = 0,0965$
Fosfato dissolvido	$p < 0,05 (0,0119)$	$p = 0,2466$
Fosfato solúvel reativo	$p < 0,05 (0,0002)$	$p = 0,7512$
Carbono inorgânico	$p < 0,05 (0,0119)$	$p = 0,5494$
Carbono orgânico	$p = 0,9315$	$p < 0,05 (0,0004)$
Clorofila sestônica	$p = 0,2466$	$p < 0,05 (0,0204)$
Clorofila bentônica	$p < 0,05 (0,0348)$	$p = 0,7512$
Cobertura vegetal	$p = 0,0776$	$p = 0,2031$
Produção primária bruta	$p < 0,05 (0,0039)$	$p = 0,5494$
Respiração	$p < 0,05 (0,0007)$	$p = 0,5494$
Produção primária líquida	$p < 0,05 (0,0007)$	$p = 0,5494$

As taxas de produção primária bruta apresentaram, em geral, correlação positiva e significativa com nutrientes (Tabela 16), como exemplo, o fósforo total ($r = 0,45$, Spearman), fosfato dissolvido ($r = 0,38$) e fosfato solúvel reativo ($r = 0,42$). Já com as formas de nitrogênio, não houve correlação significativa. A PPB apresentou correlação negativa e significativa com as variáveis hidrológicas, vazão e velocidade média, $r = -0,64$ e $-0,34$, respectivamente.

As taxas de respiração (R) foram positivamente relacionadas com os sólidos suspensos inorgânicos ($r = 0,34$), fósforo total ($r = 0,44$), fosfato dissolvido ($r = 0,34$), fosfato solúvel dissolvido ($r = 0,60$), carbono inorgânico ($r = 0,43$) e cobertura vegetal ($r = 0,60$) (Tabela 16). Além disso, a R apresentou correlação negativa com as concentrações de oxigênio dissolvido ($r = -0,57$) e nitrato ($r = -0,39$), vazão ($r = -0,90$) e velocidade média ($r = -0,49$) (Tabela 16).

O fósforo total apresentou correlação com variáveis físico-químicas da água, como exemplo, pH ($r = 0,51$), turbidez ($r = 0,61$), condutividade elétrica ($r = 0,55$), sólidos suspensos totais ($r = 0,66$) e carbono inorgânico ($r = 0,77$). Também foram observadas correlações positivas das formas de carbono, sendo a inorgânica com o pH ($r = 0,68$), turbidez ($r = 0,56$), condutividade elétrica ($r = 0,71$), SST ($r = 0,62$) e nitrito ($r = 0,43$) e a forma orgânica com a temperatura ($r = 0,54$) e nitrito ($r = 0,46$) (Tabela 16).

Tabela 16 – Correlações de Spearman (r) entre todas as variáveis para todos os riachos, no período de out/15 a ago/16. Os coeficientes estatisticamente significativos ($p < 0,05$) foram destacados em vermelho

Variável ¹	Temp	pH	Turb	Cond	OD	SST	SSI	SSO	NT	NTK	NO ₃	NO ₂
Temp	1,00	0,30	0,23	0,41	-0,30	0,30	0,20	0,34	-0,01	-0,46	0,54	0,47
pH	0,30	1,00	0,61	0,88	0,39	0,58	0,55	0,50	0,29	-0,26	0,38	0,25
Turb	0,23	0,61	1,00	0,63	0,17	0,67	0,71	0,45	-0,01	-0,18	0,22	0,24
Cond	0,41	0,88	0,63	1,00	0,39	0,56	0,50	0,41	0,19	-0,37	0,51	0,50
OD	-0,30	0,39	0,17	0,39	1,00	-0,01	0,01	-0,22	0,08	-0,10	0,19	-0,04
SST	0,30	0,58	0,67	0,56	-0,01	1,00	0,93	0,82	0,06	-0,23	0,30	0,25
SSI	0,20	0,55	0,71	0,50	0,01	0,93	1,00	0,61	0,10	-0,09	0,22	0,11
SSO	0,34	0,50	0,45	0,41	-0,22	0,82	0,61	1,00	-0,01	-0,27	0,23	0,38
NT	-0,01	0,29	-0,01	0,19	0,08	0,06	0,10	-0,01	1,00	0,43	0,44	0,16
NTK	-0,46	-0,26	-0,18	-0,37	-0,10	-0,23	-0,09	-0,27	0,43	1,00	-0,48	-0,48
NO₃	0,54	0,38	0,22	0,51	0,19	0,30	0,22	0,23	0,44	-0,48	1,00	0,69
NO₂	0,47	0,25	0,24	0,50	-0,04	0,25	0,11	0,38	0,16	-0,48	0,69	1,00
FT	0,11	0,51	0,62	0,55	-0,09	0,66	0,57	0,66	0,03	-0,13	0,13	0,40
FD	0,14	0,67	0,69	0,65	-0,03	0,65	0,63	0,54	0,23	0,02	0,19	0,24
FSR	0,15	0,00	0,41	0,12	-0,50	0,37	0,35	0,40	-0,10	0,08	-0,19	0,13
CI	0,34	0,69	0,56	0,71	-0,07	0,62	0,52	0,62	-0,01	-0,32	0,24	0,43
CO	0,54	-0,24	-0,10	-0,09	-0,51	0,05	-0,04	0,16	0,07	-0,20	0,36	0,47
Cl. S	0,55	0,29	0,36	0,34	-0,24	0,21	0,24	0,18	0,13	-0,18	0,33	0,48
Cl.B	0,11	-0,02	0,02	0,03	0,00	0,05	-0,06	0,12	-0,22	-0,01	-0,13	-0,16
CV	0,00	-0,12	0,13	-0,15	-0,50	0,16	0,16	0,26	-0,30	0,15	-0,44	-0,17
Q	-0,03	0,19	-0,19	0,12	0,57	-0,19	-0,18	-0,24	0,43	0,01	0,45	0,20
Vel.	0,21	0,68	0,33	0,61	0,66	0,18	0,13	0,09	0,31	-0,22	0,48	0,20
PPB	0,08	0,00	0,17	-0,03	-0,38	0,21	0,23	0,21	-0,14	0,21	-0,28	-0,19
R	0,04	-0,12	0,24	-0,05	-0,57	0,30	0,34	0,26	-0,29	0,04	-0,39	-0,18
PPL	0,04	-0,11	0,24	-0,04	-0,57	0,31	0,34	0,26	-0,29	0,04	-0,39	-0,18

¹ Temp: temperatura; Turb: turbidez; Cond: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SSI: sólidos suspensos inorgânicos; SSO: sólidos suspensos orgânicos; NT: nitrogênio total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NO₃: nitrato; NO₂: nitrito; FT: fósforo total; FD: fosfato dissolvido; FSR: fosfato solúvel reativo; CI: carbono inorgânico; CO: carbono orgânico; Cl. S.: clorofila séston; Cl. B.: clorofila bentônica; CV: cobertura vegetal; Q: vazão; Vel.: velocidade média; PPB: produção primária bruta; R: respiração; PPL: produção primária líquida.

Tabela 16 (continuação) - Correlações de Spearman (r) entre todas as variáveis para todos os riachos, no período de out/15 a ago/16. Os coeficientes estatisticamente significativos ($p < 0,05$) foram destacados em vermelho

Variável ²	FT	FD	FSR	CI	CO	Cl. S	Cl. B	CV	Q	Vel.	PPB	R	PPL
Temp	0,11	0,14	0,15	0,34	0,54	0,55	0,11	0,00	-0,03	0,21	0,08	0,04	0,04
pH	0,51	0,67	0,00	0,69	-0,24	0,29	-0,02	-0,12	0,19	0,68	0,00	-0,12	-0,11
Turb	0,62	0,69	0,41	0,56	-0,10	0,36	0,02	0,13	-0,19	0,33	0,17	0,24	0,24
Cond	0,55	0,65	0,12	0,71	-0,09	0,34	0,03	-0,15	0,12	0,61	-0,03	-0,05	-0,04
OD	-0,09	-0,03	-0,50	-0,07	-0,51	-0,24	0,00	-0,50	0,57	0,66	-0,38	-0,57	-0,57
SST	0,66	0,65	0,37	0,62	0,05	0,21	0,05	0,16	-0,19	0,18	0,21	0,30	0,31
SSI	0,57	0,63	0,35	0,52	-0,04	0,24	-0,06	0,16	-0,18	0,13	0,23	0,34	0,34
SSO	0,66	0,54	0,40	0,62	0,16	0,18	0,12	0,26	-0,24	0,09	0,21	0,26	0,26
NT	0,03	0,23	-0,10	-0,01	0,07	0,13	-0,22	-0,30	0,43	0,31	-0,14	-0,29	-0,29
NTK	-0,13	0,02	0,08	-0,32	-0,20	-0,18	-0,01	0,15	0,01	-0,22	0,21	0,04	0,04
NO ₃	0,13	0,19	-0,19	0,24	0,36	0,33	-0,13	-0,44	0,45	0,48	-0,28	-0,39	-0,39
NO ₂	0,40	0,24	0,13	0,43	0,47	0,48	-0,16	-0,17	0,20	0,20	-0,19	-0,18	-0,18
FT	1,00	0,85	0,63	0,77	0,14	0,18	0,03	0,21	-0,38	0,07	0,45	0,44	0,43
FD	0,85	1,00	0,61	0,75	0,05	0,29	0,04	0,20	-0,29	0,19	0,38	0,34	0,34
FSR	0,63	0,61	1,00	0,56	0,37	0,27	0,05	0,56	-0,65	-0,33	0,42	0,61	0,60
CI	0,77	0,75	0,56	1,00	0,08	0,31	0,14	0,21	-0,35	0,18	0,24	0,43	0,43
CO	0,14	0,05	0,37	0,08	1,00	0,26	0,01	0,00	-0,17	-0,27	0,19	0,14	0,13
Cl. S	0,18	0,29	0,27	0,31	0,26	1,00	-0,05	0,13	0,10	0,11	0,11	-0,05	-0,05
Cl. B	0,03	0,04	0,05	0,14	0,01	-0,05	1,00	0,20	-0,27	-0,06	0,24	0,21	0,21
CV	0,21	0,20	0,56	0,21	0,00	0,13	0,20	1,00	-0,69	-0,45	0,46	0,60	0,60
Q	-0,38	-0,29	-0,65	-0,35	-0,17	0,10	-0,27	-0,69	1,00	0,51	-0,64	-0,90	-0,90
Vel.	0,07	0,19	-0,33	0,18	-0,27	0,11	-0,06	-0,45	0,51	1,00	-0,34	-0,49	-0,48
PPB	0,45	0,38	0,42	0,24	0,19	0,11	0,24	0,46	-0,64	-0,34	1,00	0,65	0,65
R	0,44	0,34	0,61	0,43	0,14	-0,05	0,21	0,60	-0,90	-0,49	0,65	1,00	1,00
PPL	0,43	0,34	0,60	0,43	0,13	-0,05	0,21	0,60	-0,90	-0,48	0,65	1,00	1,00

² Temp: temperatura; Turb: turbidez; Cond: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SSI: sólidos suspensos inorgânicos; SSO: sólidos suspensos orgânicos; NT: nitrogênio total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NO₃: nitrato; NO₂: nitrito; FT: fósforo total; FD: fosfato dissolvido; FSR: fosfato solúvel reativo; CI: carbono inorgânico; CO: carbono orgânico; Cl. S.: clorofila séston; Cl. B.: clorofila bentônica; CV: cobertura vegetal; Q: vazão; Vel.: velocidade média; PPB: produção primária bruta; R: respiração; PPL: produção primária líquida.

A partir dos modelos do *fixed effect*, a cobertura vegetal e a vazão foram as variáveis que apresentaram menores razões ACI e se destacaram como as melhores preditoras das taxas metabólicas (PPB, R e PPL) (Tabela 17). Os parâmetros dos modelos seguem a estrutura da função linear, pela Equação 16.

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 \dots + \beta_n X_n \quad (16)$$

[Y]: Variável dependente a ser prevista;

[X_n]: Variáveis independentes;

[β₀]: Intercepto;

[β_n]: Coeficientes parciais de regressão (Parâmetros do modelo).

Tabela 17 - Resumo dos modelos do “*mixed effect*” para produção primária bruta (PPB), respiração (R) e produção primária líquida (PPL), selecionados com base nas razões ACI

Parâmetro	Intercepto		Variáveis		ACI
PPB	-0,985	0,18.CV			31,2
PPB	-1,097	-0,005.CV	-0,229.Q		30,4
PPB	+0,659	-0,016.CV	-0,212.Q	0,151.FT	31,9
Parâmetro	Intercepto		Variáveis		ACI
R	0,140	0,457.CV			71,6
R	+1,895	0,398.CV	-0,542.Q		65,3
R	+1,349	0,382.CV	-0,520.Q	0,195.FT	67,3
Parâmetro	Intercepto		Variáveis		ACI
PPL	-0,046	0,466.CV			72,6
PPL	-1,768	0,410.CV	-0,540.Q		66,9
PPL	+1,236	0,395.CV	-0,518.Q	0,190.FT	69,1

PPB: produção primária bruta (mgO₂ L⁻¹.dia⁻¹); R: respiração ecossistêmica (mgO₂ L⁻¹.dia⁻¹); PPL: produção primária líquida (mgO₂ L⁻¹.dia⁻¹); Q: vazão (L.s⁻¹); CV: cobertura vegetal (%); FT: fósforo total (µg.L⁻¹).

6. DISCUSSÃO

As taxas de PPB dos seis riachos estiveram abaixo da faixa encontrada por Riley e Dodds (2012) em riachos norte-americanos. No entanto, as taxas de R foram superiores às encontradas no mesmo estudo (Tabela 18). Os valores de PPB e R estiveram próximos à variação encontrada por Acuña et al. (2004) em um riacho de terceira ordem na Espanha (clima mediterrâneo) (Tabela 18). A respiração dos seis riachos em termos de carbono ($3,6-35,8 \text{ gC m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) foi maior comparada a um riacho de ambiente polar (Ártico) ($1,0-5,0 \text{ gC m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), enquanto a PPB ($0-0,81 \text{ gC m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) foi menor que um riacho de clima temperado ($0-4 \text{ gC m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) (HURYN; BENSTEAD; PARKER, 2014).

As taxas de PPB e R dos riachos em estudo foram inferiores comparadas com dois riachos tropicais caracterizados por vegetação nativa preservada (SILVA-JUNIOR et al., 2014) (Tabela 18). Já em riachos florestados no Peru as taxas de PPB e R foram superiores (Tabela 18), nos quais a baixa produtividade primária foi relacionada ao sombreamento pela vegetação e a concentrações de nutrientes relativamente baixas (fosfato total dissolvido: $17 \mu\text{g.L}^{-1}$ e nitrogênio total: $288-439 \mu\text{g.L}^{-1}$) (BOTT; NEWBOLD, 2013).

Tabela 18 – Comparação de estudos do metabolismo aquático em diversos uso e ocupação do solo

Estudo	Metodologia	Uso e Ocupação do solo			Variação da PPB	Variação da R
		AGR	AGR + URB	FLO		
Riley & Dodds (2012)	Duas estações	X			$0,1-3,9 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	$0,4-23,1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$
Acuña et al. (2004)	Estação única			X	$0,05-1,9 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	$0,4-32,1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$
Silva-Junior et al. (2014)	Estação única			X	$0,0-0,1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$	$1,8-8,7 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$
Bott & Newbold (2013)	Estação única + duas	X			$0,007-0,078 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	$1,88-5,16 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$
Presente estudo	Estação única		X	X	$0,01-0,68 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	$0,61-42,08 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$

AGR: Área agrícola; URB: Área urbana; FLO: Floresta preservada.

A respiração foi maior que a PPB em todos os riachos avaliados (Tabela 14), resultando em PPL negativa ($-41,4$ a $-0,5 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). A presença da mata ciliar

provavelmente contribuiu para o aporte de material orgânico alóctone (e.g. folhas, galhos, sementes, etc), o que pode ter influenciado as elevadas taxas de respiração ecossistêmica. A R também foi maior que a produção em um estudo realizado por Mctammany, Benfield e Webster (2007), em riachos de 2ª e 3ª ordem nos EUA caracterizados por vegetação nativa e ocupação agrícola em suas áreas de drenagem, nos quais a R foi de 4 a 20 vezes maior que a PPB. Os autores sugeriram que o reflorestamento em bacias hidrográficas agrícolas e recuperação do sombreamento dos riachos pela vegetação pode ter reduzido as taxas de PPB. Além disso, PPB foi correlacionada positivamente com a biomassa de algas e radiação fotossinteticamente ativa, sugerindo que o déficit de luz limitou a produção primária.

Na maioria dos estudos realizados a respeito da influência do uso do solo em bacias hidrográficas sobre o metabolismo, como destacado por Silva-Junior (2016), são verificadas respostas das taxas de PPB e R às condições ambientais, principalmente em bacias predominantemente agrícolas. O autor destacou uma tendência geral de aumento na PPB com o incremento das concentrações de nutrientes e disponibilidade de luz. Além disso, o autor relatou que na maioria dos estudos as taxas de R foram correlacionadas positivamente com a concentração de nutrientes, temperatura e disponibilidade de material orgânico particulado.

Riachos localizados em bacias com predominância de vegetação nativa preservada tendem a apresentar elevada taxa de R devido à entrada de matéria orgânica oriunda da vegetação ripária. A cobertura vegetal nos riachos em estudo não apresentou variação temporal e espacial significativa (Tabela 15), provavelmente porque nos trópicos a vegetação não perde as folhas no inverno tão intensamente como nos países temperados. No entanto, a cobertura vegetal foi correlacionada positivamente com a PPB, R e PPL. A cobertura vegetal provavelmente foi responsável pela redução da incidência de radiação solar e, consequentemente, o principal limitante da disponibilidade de luz subaquática para algas bentônicas, como já observado previamente por Sterner et al. (1997). Como não ocorreu variação sazonal significativa da vegetação (Figura 9), a PPB pode ter sido continuamente limitada pelo sombreamento da mata ciliar, mantendo condições heterotróficas durante todo o período de estudo.

Acuña et al. (2004) também correlacionaram o sombreamento da mata ciliar com valores de PPB relativamente baixos durante a maior parte do ano (0,1-1,1 gO₂

$\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). Já em um estudo realizado no norte da Espanha, a PPB foi 30% superior em dois riachos impactados por lançamento de efluentes domésticos e com baixa porcentagem de cobertura vegetal (32-35%), em relação a um riacho preservado, com cobertura vegetal de 66% (ESTEVEZ et al., 2017). Além disso, os riachos impactados também apresentaram maiores taxas de R (0,96 a $1,44 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) em comparação com o riacho preservado ($0,67 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). Apesar de diferenças nas taxas metabólicas, os autores reportaram que elas não refletiram diretamente os impactos, podendo ser em virtude desses ambientes não apresentarem condições de extremos impactos (e.g. ausência de cobertura vegetal e condições anóxicas).

A concentração de sólidos na água pode afetar a sua transparência e consequentemente as taxas de fotossíntese, como destacado por Lewis (2008). No entanto, a concentração de sólidos suspensos totais (Figura 12) e a turbidez nos ambientes estudados (máximo de 162 UNT, Tabela 7) pareceu não interferir na variação da PPB, provavelmente porque os riachos são rasos e já significativamente sombreados pelo efeito da mata ciliar. Assim, a atenuação de luz subaquática pela turbidez não pareceu limitar a PPB (Correlações de Spearman, Tabela 16), diferentemente do que foi observado por Young e Huryn (1996), em que o material em suspensão total e a profundidade reduziram a produção primária, devido a menor disponibilidade de luz para as algas bentônicas.

A concentração de oxigênio dissolvido na água pode ser influenciada, entre outros fatores, pelo fenômeno da reaeração superficial e pela temperatura (a solubilidade do gás aumenta com a diminuição da temperatura). A concentração de oxigênio dissolvido apresentou correlação negativa com as taxas metabólicas e houve variação do ponto de vista espacial. Em geral, as concentrações de O_2 observadas aumentaram durante a noite à medida que a temperatura da água diminuiu. O mesmo padrão foi observado por Riley e Dodds (2012) em um riacho de referência com alguma influência de atividades pecuárias, localizado na região de Manhattan, Kansas (EUA).

Nos seis riachos em estudo, foram observadas amplitudes diárias de oxigênio dissolvido (variação entre 0,12 e $1,18 \text{ mg.L}^{-1}$, Tabela 13), o que caracterizou os riachos por maiores concentrações de OD no período noturno e as menores no diurno, possivelmente pela baixa produtividade e elevada respiração. Já Mulholland, Houser e Maloney (2005) observaram em que a concentração máxima

de OD ocorreu no período diurno e a mínima no noturno, possivelmente por influências da PPB e R, respectivamente.

Além do efeito da atenuação da luz, a mata ciliar pode influenciar as amplitudes diárias da concentração de oxigênio dissolvido, como evidenciado por Dodds et al. (2017) no riacho Espraiado, no qual as raízes da vegetação ripária afetaram diretamente as concentrações de OD na água ao longo de ciclos de dia/noite. Os autores relataram que a dinâmica de OD pode ser influenciada pelo processo de evapotranspiração realizado pelas árvores, no qual a água com menor concentração de OD presente no entorno das raízes é transpirada, nos períodos ensolarados. Esse processo produz um padrão semelhante ao da fotossíntese no riacho, aumentando a concentração de OD no período diurno e reduzindo no noturno. O riacho FZ apresentou porcentagem de raízes (Tabela 8) semelhantes ao estudo de Dodds et al. (2017) e as taxas de PPB estimadas, para o ES e FZ, podem estar relacionadas principalmente com esse efeito da vegetação ripária sobre a variação de OD, e não da fotossíntese.

As características hidrológicas relacionadas ao escoamento/fluxo (e.g. vazão, velocidade média) podem variar temporalmente as taxas de metabolismo em riachos, devido à remoção do biofilme pelo fluxo de água (HALL, 2016). Nos riachos em estudo, a vazão e velocidade média da água apresentaram correlação negativa e significativa com a PPB. Além disso, os modelos de regressão indicaram que as taxas metabólicas dos seis riachos dependeram da vazão e cobertura vegetal (i.e., disponibilidade de luz). A variação temporal da vazão também afetou a PPB no Rio Chena (Alasca) (BENSON et al., 2013). Os autores destacaram que, em regime de vazões mais elevadas, a taxa de PPB foi menor (e.g. vazão entre $20\text{--}30\text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, PPB $> 0,54\text{ gO}_2\text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e vazão $> 40\text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, PPB $< 0,47\text{ gO}_2\text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). Tal efeito foi correlacionado com a menor disponibilidade de luz (pelo aumento da turbidez) e redução da biomassa de algas (devido à abrasão decorrente da velocidade da água).

Os efeitos do aumento da vazão também foram evidenciados por Uehlinger, Kawecka e Robinson (2003), em experimentos no Rio Spol (Alpes Suíços), localizado a jusante de um grande reservatório. Ocorreu um declínio de 64% da PPB e 36% na R após inundações, que foram relacionados com a redução da biomassa do perifíton. Já Acuña et al. (2004) associaram o aumento da vazão com o

incremento da PPB, em um estudo realizado em um riacho no norte da Espanha. Os autores relataram que o aumento da vazão foi responsável pela remoção da matéria orgânica e detritos que cobriam os produtores primários aderidos ao substrato, promovendo maior disponibilidade de luz a essa comunidade.

A temperatura pode alterar a capacidade de dissolução do oxigênio dissolvido na água. Nos riachos estudados, a temperatura da água apresentou variação temporal (Figuras, 21, 22, 23, 24 e 25), porém sua amplitude pareceu não ser suficiente para alterar as taxas de PPB, R e PPL sazonalmente. Os ambientes temperados possuem estações do ano definidas pela temperatura, que influencia (juntamente com a precipitação) o aporte alóctone de material orgânico pela vegetação nos riachos (WEBSTER; WALLACE; BENFIELD, 1995). Já em ambientes tropicais, a variação da temperatura é menor e as estações do ano não são bem definidas, porém o aporte alóctone (e.g. folhas pela sazonalidade da vegetação) pode ser maior nos meses mais secos, como observado por Gonçalves et al. (2014).

Por outro lado, Young, Matthaei e Townsend (2008) destacaram que não há estudos que tenham demonstrado conclusivamente uma ligação entre a PPB e a temperatura. No entanto, algumas pesquisas sugerem efeitos modestos da temperatura na respiração bentônica, com maiores taxas no verão e menores no inverno, como destacado por Webster, Wallace e Benfield (1995). Hill et al. (2000) reportaram que as taxas de respiração média foram menores em riachos com menor temperatura, no Colorado (EUA) ($0,034 \text{ mgO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ AFDM h}^{-1}$, $<14^\circ\text{C}$), comparadas às observadas em períodos mais quentes ($0,089 \text{ mgO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ AFDM h}^{-1}$, $>21^\circ\text{C}$), na Califórnia (EUA).

A temperatura também não se correlacionou com as taxas metabólicas em um riacho no Ártico, com variação anual de temperatura da água ($4,6\text{-}7,3^\circ\text{C}$) (HURYN; BENSTEAD; PARKER, 2014). Apesar de taxas metabólicas maiores no verão (PPB $>4,0 \text{ gC m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e R $>5,0 \text{ gC m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) comparadas ao inverno (PPB $\sim 0,0 \text{ gC m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e R $1,0 \text{ gC m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), os autores concluíram que os padrões anuais foram governados pela disponibilidade de luz (para PPB) e limitação de carbono (R).

Os riachos podem exportar carbono para os trechos a jusante (carbono orgânico fixado pela fotossíntese e por organismos quimiossintéticos), e para a atmosfera (pela oxidação da matéria orgânica para CO_2 via respiração). Os riachos em estudo apresentaram uma PPB entre $0,01\text{-}0,81 \text{ gC m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e R entre $0,5\text{-}35,8 \text{ gC m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, em termos de carbono. Já Argerich et al. (2016) observaram variações entre

0,02-0,37 gC m⁻².d⁻¹ para PPB e 0,30-2,32 gC m⁻².d⁻¹ para R, em um riacho com bacia hidrográfica florestada, localizado em Oregon (EUA). Os autores atribuíram a vazão, temperatura e a disponibilidade de luz como as principais variáveis reguladoras das taxas metabólicas.

Os riachos avaliados na presente pesquisa apresentaram faixas de pH características de ambientes ácidos a neutros (4-7), com valores próximos a outros riachos de Cerrado, como o riacho Indaiá (Parque Nacional da Serra do Cipó, MG) que apresentou variação de 4,6 a 6 (GONÇALVES; GRAÇA; CALLISTO, 2006). Os valores de pH também foram próximos aos encontrados por Mulholland, Houser e Maloney (2005), em riachos localizados no centro-oeste da Geórgia, EUA, que variaram entre 4,8 e 6,1. Além disso, o pH foi diferente do ponto de vista espacial mas pareceu não influenciar as taxas metabólicas.

O aumento das concentrações de fósforo e nitrogênio, essenciais para o crescimento de algas e macrófitas aquáticas, pode alterar as taxas metabólicas. As concentrações de fósforo nos riachos em estudo foram correlacionadas com as taxas metabólicas. Possivelmente o aporte de matéria orgânica por fontes alóctones (e.g. vegetação em decomposição, escoamento superficial) pode ter influenciado as concentrações de nutrientes e consequentemente as taxas de PRB, R e PPL. Apesar das concentrações de fósforo terem se correlacionado positivamente com as taxas metabólicas, a baixa disponibilidade de luz subaquática pode ter limitado elevadas taxas de PPB. Bott et al. (2006) reportaram que apesar de elevadas concentrações médias de nutrientes (NT: 1,6 mg.L⁻¹ e FT: 0,04 mg.L⁻¹) a PBB foi baixa (0,39 gO₂ m⁻².d⁻¹) no riacho Muscoot (New York), sugerindo também sua limitação pela baixa disponibilidade de luz.

O nitrogênio total Kjeldahl e o nitrato apresentaram variação temporal, porém somente o nitrato apresentou correlação negativa com as taxas de R e PPL. Bernot et al. (2010) observaram, por meio de modelos de regressão múltipla, que as concentrações de nitrato e amônia apresentaram efeitos significativos sobre as taxas metabólicas, em um estudo realizado em 72 riachos entre os EUA e Porto Rico. Os autores relacionaram que as características das margens dos riachos (e.g. vegetação, solo) e as individualidades de cada região (e.g. uso e ocupação do solo da bacia, como agricultura e urbanização) influenciaram as concentrações desses nutrientes.

As formas de fósforo foram positivamente correlacionadas com a PPB, R e PPL. Concentrações de fosfato solúvel reativo ($7,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) em riachos tropicais impactados por agricultura também foram relacionadas com maior PPB, no bioma Cerrado (Serra do Espinhaço, Minas Gerais) (GÜCKER; BOËCHAT; GIANI, 2009). Os autores relataram que apesar da redução da biomassa bêntica (em termos de clorofila) por estresse físico (e.g. vazão e velocidade da água elevadas), a maior disponibilidade de nutrientes aumentou a PPB no riacho. Já em riachos com cultura de palmeiras (*Elaeis guineenses*), localizados na Indonésia, Carlson et al. (2014) relataram incremento nas taxas de R ($5,0 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) no período de seca, em relação a áreas mais preservadas ($2,0 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Tal aumento pode ter sido impulsionado pela entrada de matéria orgânica (e.g., folhas das palmeiras) e nutrientes (e.g. fertilizantes).

As concentrações de nutrientes e clorofila nos riachos estudados foram compatíveis com a classificação do estado trófico, segundo os critérios de Dodds, Jones e Welch (1998). A presença da mata ciliar pode ter reduzido os efeitos antrópicos sobre os riachos (e.g. redução do aporte de nutrientes e disponibilidade de luz), influenciando o estado trófico. Burrell et al. (2014) observaram efeitos semelhantes em riachos preservados e com impactos agrícolas, na Nova Zelândia, nos quais o sombreamento pela vegetação ripária foi a variável com maior correlação com o metabolismo, reduzindo as taxas metabólicas e o estado trófico nos ambientes com maior cobertura vegetal.

A determinação das taxas metabólicas pode ser usada como indicador funcional do nível de perturbação e da sensibilidade a impactos antrópicos em riachos. O metabolismo é um melhor indicador do estado de um rio do que os indicadores mais comuns, baseados em variáveis estruturais, permitindo comparações diretas entre rios de áreas diferentes (GÜCKER; BOËCHAT; GIANI, 2009). Os riachos em estudo apresentaram condições heterotróficas, com elevada R e baixa PPB, tornando-se ambientes mais vulneráveis ao eventual aporte de cargas orgânicas. Diversas variáveis que foram correlacionadas com as taxas metabólicas (e.g. concentração de nutrientes, vazão e cobertura vegetal) são possivelmente afetadas pelas atividades humanas como agricultura e urbanização, o que poderia trazer reflexos significativos ao metabolismo e ao funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

Tal cenário reforça a necessidade do planejamento da ocupação do solo, por meio da elaboração dos planos diretores municipais e de outras ferramentas de gestão ambiental. Tromboni e Dodds (2017) destacaram que o tratamento de efluentes domésticos é fundamental para redução do aporte de nutrientes e dos impactos urbanos nos ecossistemas aquáticos. A maioria dos estados brasileiros não possui tratamento terciário de seus efluentes, contribuindo com elevadas cargas de nutrientes aos corpos hídricos receptores.

A recuperação da vegetação ripária de riachos impactados também é importante para o direcionamento das taxas metabólicas a uma condição mais natural, como destacado por Silva-Junior (2016). Técnicas de remediação (e.g. como aumento no tempo de detenção hidráulica dos riachos) poderiam alterar o metabolismo, nos quais a redução da vazão e velocidade média da água poderia conduzir a um incremento da PPB. Com o incremento da produção de carbono pode ocorrer um aumento na complexidade da cadeia alimentar do ecossistema. Essas alterações podem impulsionar mudanças na retenção e exportação de nutrientes, além da restauração dos serviços ecossistêmicos (PALMER; FILOSO; FANELLI, 2014).

Considerando que vazão e velocidade estiveram entre as variáveis preditoras mais importantes das taxas metabólicas (Tabela 17), o presente estudo reforça a sensibilidade dos riachos frente a possíveis eventos como mudanças globais de temperatura e precipitação. Uehlinger (2006) destacou que as taxas metabólicas diárias podem indicar resposta do riacho as mudanças meteorológicas, as anuais podem apresentar os efeitos sazonais e as taxas interanuais podem mostrar as tendências a longo prazo, por exemplo, na temperatura ou no aporte de nutrientes. Além disso, a coleta de dados do metabolismo aquático em longo prazo pode fornecer informações sobre seu funcionamento em diversas escalas temporais e sobre os efeitos das mudanças graduais na qualidade da água.

A presença da vegetação ripária apresentou diversos efeitos sobre as taxas metabólicas nos riachos estudados, entre eles a redução da disponibilidade de luz subaquática, aporte de carbono orgânico alóctone, evapotranspiração de água com menor concentração de OD pelas raízes, evidenciando assim parte do seu papel sobre a ecologia desses ambientes. A compreensão desses aspectos de funcionamento dos riachos pode oferecer subsídios para o entendimento das

implicações do novo Código Florestal Brasileiro (CFB), pela Lei nº 12.651 de 25 de Maio de 2012, que flexibilizou as extensões das áreas de preservação permanente (APPs). Casatti (2010) destacou a redução de biodiversidade local e regional, o incremento na entrada de sedimentos e nutrientes além das perdas de serviços ecossistêmicos como os principais possíveis efeitos da redução das Áreas de Preservação Permanente.

A partir das informações geradas nessa pesquisa sobre os aspectos de funcionamento dos riachos e dos principais fatores bióticos e abióticos que influenciam seus processos metabólicos, podem ser oferecidos direcionamentos para projetos de conservação e gerenciamento integrado dos recursos hídricos. Além disso, tais informações permitem a criação de um estado inicial ou de referência para comparação dos processos em ecossistemas localizados em bacias mais preservadas ou impactadas, cuja importância foi destacada por Bunn, Davies e Mosisch (1999).

7. CONCLUSÃO

O estudo do metabolismo aquático, por meio da análise da variação espaço-temporal dos níveis de produção primária bruta e respiração em riachos localizados no Cerrado (SP), permitiu que fossem estabelecidas as seguintes conclusões e recomendações:

i. Os riachos foram caracterizados por um gradiente de condições ambientais em relação as variáveis da água e do sedimento. Além disso, foram observadas diferentes formas de uso e ocupação do solo preponderantes nas suas respectivas áreas de drenagem, com destaque para as classes de vegetação nativa, agricultura e área urbana. Os seis riachos apresentaram predominância de heterotrofia, em todo período de estudo, com elevadas taxas de respiração (máximo de $42,1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, acima do usualmente reportado na literatura) e baixas taxas de produção primária bruta. Diversas variáveis foram correlacionadas com as taxas metabólicas (e.g., concentração de nutrientes, vazão e cobertura vegetal), no entanto as formas de uso e ocupação do solo não apresentaram relação direta com as taxas metabólicas.

ii. A presença da vegetação ripária apresentou diversos efeitos sobre o metabolismo dos riachos estudados, apesar de não ter apresentado variação sazonal significativa. A mata ciliar foi uma das variáveis preditoras nos modelos de regressão das taxas metabólicas, possivelmente pelo seu papel na restrição da disponibilidade de radiação solar pelo efeito de sombreamento. Além disso, indiretamente foi possível avaliar que a vegetação ripária influenciou no aporte de carbono orgânico alóctone, evapotranspiração de água com menor concentração de OD pelas raízes, evidenciando assim sua influência direta sobre o funcionamento desses ambientes. Essas informações podem auxiliar, por exemplo, na compreensão de algumas implicações do novo Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.651/2012) sobre os cursos de água. Tal código, entre outras alterações, flexibilizou a largura mínima requerida para as APPs (Áreas de Preservação Permanente) de riachos de pequeno porte (largura de até 5 m), de 30

m de extensão para 15 m em cada margem, podendo trazer diversas alterações e impactos aos ecossistemas.

iii. A vazão também foi uma das variáveis preditoras das taxas metabólicas nos modelos de regressão, provavelmente devido ao seu efeito na redução da biomassa de produtores primários pela abrasão decorrente da velocidade da água e da turbulência. Eventos extremos de precipitação ou variações na disponibilidade hídrica relacionadas a fatores naturais ou antrópicos podem, portanto, trazer reflexos ao metabolismo e, conseqüentemente, ao fluxo de matéria e energia nos ecossistemas aquáticos.

iii. A disponibilidade de fósforo esteve correlacionada com a produtividade dos riachos, o que indica que o metabolismo desses ambientes pode ser alterado em função do aporte excessivo de nutrientes. Nesse contexto, reforça-se a importância do tratamento de efluentes domésticos em nível terciário para reduzir a disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. No estado de São Paulo, 91% dos efluentes domésticos são coletados, mas apenas 63% possuem algum tipo de tratamento (CETESB, 2016), não necessariamente em nível terciário.

iv. O metabolismo tem sido utilizado como indicador funcional do nível de perturbação e da sensibilidade a impactos antrópicos em riachos, possibilitando a comparação entre riachos localizados em ambientes diferentes. Existem relativamente poucos estudos sobre o metabolismo em riachos tropicais, especialmente no bioma Cerrado, que tem sido significativamente impactado no Brasil pela expansão agropecuária e pela urbanização. Recomenda-se, para estudos futuros, avaliar de maneira mais abrangente os efeitos das formas de uso e ocupação do solo sobre o metabolismo aquático. Além disso, são recomendadas avaliações acerca das consequências em curto, médio e longo prazos de diferentes técnicas de remediação (e.g. técnicas estruturais e não estruturais para alteração da vazão, recuperação da vegetação ripária) de ambientes impactados sobre o metabolismo aquático.

REFERÊNCIAS

- ACUÑA, V. et al. Flow extremes and benthic organic matter shape the metabolism of a headwater Mediterranean stream. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 7, p. 960–971, 2004.
- ALIN, S. R. et al. Physical controls on carbon dioxide transfer velocity and flux in low-gradient river systems and implications for regional carbon budgets. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 116, n. 1, 2011.
- ALMEIDA, G. H.; BOËCHAT, I. G.; GÜCKER, B. Assessment of stream ecosystem health based on oxygen metabolism: Which sensor to use? **Ecological Engineering**, v. 69, p. 134–138, 2014.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington: American Water Works Assn, 2012.
- ARGERICH, A. et al. Comprehensive multiyear carbon budget of a temperate headwater stream. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 121, n. 5, p. 1306–1315, maio 2016.
- BEAULIEU, J. J.; SHUSTER, W. D.; REBHOLZ, J. A. Controls on gas transfer velocities in a large river. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 117, n. 2, p. 1–13, 2012.
- BELL, A. H.; JAMES, F. C.; MCMAHON, G. **Stream ecosystems change with urban development** General Information Product. Reston, VA: [s.n.]. Disponível em: <<http://pubs.er.usgs.gov/publication/gip143>>.
- BENSON, A. et al. Quantifying Reaeration Rates in Alpine Streams Using Deliberate Gas Tracer Experiments. p. 1013–1027, 2014.
- BENSON, E. R. et al. Relationships between ecosystem metabolism, benthic macroinvertebrate densities, and environmental variables in a sub-arctic Alaskan river. **Hydrobiologia**, v. 701, n. 1, p. 189–207, 2013.
- BERNOT, M. J. et al. Inter-regional comparison of land-use effects on stream metabolism. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 9, p. 1874–1890, 2010.
- BOTT, T. L. Primary Productivity and Community Respiration. In: **Methods in Stream Ecology**. 2ª ed. [s.l.] Elsevier, 2006. p. 663–690.
- BOTT, T. L. et al. Ecosystem metabolism in streams of the Catskill Mountains (Delaware and Hudson River watersheds) and Lower Hudson Valley. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 4, p. 1018–1044, 2006.
- BOTT, T. L.; NEWBOLD, J. D. Ecosystem metabolism and nutrient uptake in Peruvian headwater streams. **International Review of Hydrobiology**, v. 98, n. 3, p. 117–131, 2013.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 196** Brasília Diário Oficial da União, , [s.d.].
- BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 333–345, 1999.
- BURRELL, T. K. et al. Riparian shading mitigates stream eutrophication in agricultural catchments. **Freshwater Science**, v. 33, n. 1, p. 73–84, 2014.

CANALE, R. P. et al. Validation of Water-Quality Model for Seneca River, N.Y. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 121, n. 3, p. 241–250, 1995.

CARLSON, K. M. et al. Influence of watershed-climate interactions on stream temperature, sediment yield, and metabolism along a land use intensity gradient in Indonesian Borneo. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 119, n. 6, p. 1110–1128, jun. 2014.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31–34, 2010.

CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015** São Paulo CETESB, , 2016. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>

CHALAR, G. et al. Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). **Ecological Indicators**, v. 11, n. 2, p. 362–369, 2011.

CHAPRA, S. C.; DI TORO, D. M. Delta Method For Estimating Primary Production, Respiration, And Reaeration In Streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 117, n. 5, p. 640–655, set. 1991.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. January, p. 253–260, 1997.

DEMARS, B. O. L. et al. Temperature and the metabolic balance of streams. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 6, p. 1106–1121, 2011.

DEMARS, B. O. L.; THOMPSON, J.; MANSON, J. R. Stream metabolism and the open diel oxygen method: Principles, practice, and perspectives. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 13, n. 7, p. 356–374, jul. 2015.

DICIONÁRIO AURÉLIO. **Resiliência**. Disponível em: <<https://dicionariodoaurelio.com/resiliencia>>. Acesso em: 13 abr. 2017.

DODDS, W. K. **Trophic State and Eutrophication**. San Diego, CA: Academic Press, 2002.

DODDS, W. K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1_part_2, p. 671–680, 2006.

DODDS, W. K. et al. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analyses of Potential Economic Damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 1, p. 8, 2009.

DODDS, W. K. et al. The Stream Biome Gradient Concept: factors controlling lotic systems across broad biogeographic scales. v. 34, n. 1, p. 1–19, 2015.

DODDS, W. K. et al. The root of the problem: Direct influence of riparian vegetation on estimation of stream ecosystem metabolic rates. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 2, n. 1, p. 9–17, fev. 2017.

DODDS, W. K.; COLE, J. J. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just the autotrophs. **Aquatic Sciences**, v. 69, n. 4, p. 427–439, 2007.

DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Research**, v. 32, n. 5, p. 1455–1462, mar. 1998.

EMBRAPA. **Condições Meteorológicas - Estação da Embrapa Pecuária Sudeste**. Disponível em: <<http://www.cppse.embrapa.br/meteorologia/index.php?pg=inicio>>. Acesso em: 1 fev. 2017.

ESTEVEZ, E. et al. Analysis of structural and functional indicators for assessing the

health state of mountain streams. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 553–564, jan. 2017.

FINLAY, J. C. et al. Light-mediated thresholds in stream water nutrient composition in a river network. v. 92, n. 1, p. 1–34, 2011.

FOLEY, J. A. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

GONÇALVES, J. F. et al. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologia**, v. 44, p. 40–48, 2014.

GONÇALVES, J. F.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 344–355, 2006.

GRACE, M. R. et al. Fast processing of diel oxygen curves: Estimating stream metabolism with BASE (BAYesian Single-station Estimation). **Limnology and Oceanography-Methods**, v. 13, n. August, p. 103–114, 2015.

GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; GIANI, A. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 10, p. 2069–2085, 2009.

GÜCKER, B.; BRAUNS, M.; PUSCH, M. T. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 313–329, 2006.

HALL, R. O. et al. Turbidity, light, temperature, and hydropeaking control primary productivity in the Colorado River, Grand Canyon. **Limnology and Oceanography**, v. 60, n. 2, p. 512–526, 2015.

HALL, R. O. Chapter 4 – Metabolism of Streams and Rivers: Estimation, Controls, and Application. In: JONES, J. B.; STANLEY, E. (Eds.). **Stream Ecosystems in a Changing Environment**. 1^a ed. [s.l.] Academic Press, 2016. p. 151–180.

HALLIDAY, S. J. et al. High-frequency water quality monitoring in an urban catchment: hydrochemical dynamics, primary production and implications for the Water Framework Directive. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 15, p. 3388–3407, 2015.

HILL, B. H. et al. Interregional comparisons of sediment microbial respiration in streams. **Freshwater Biology**, v. 44, n. 2, p. 213–222, 2000.

HURYN, A. D.; BENSTEAD, J. P.; PARKER, S. M. Seasonal changes in light availability modify the temperature dependence of ecosystem metabolism in an arctic stream. **Ecology**, v. 95, n. 10, p. 2840–2850, 2014.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 5 jan. 2016.

INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia** Brasília, 2016. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>>

INPE. **Canasat - INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais)**. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>>. Acesso em: 16 jan. 2017.

JASSBY, A. D.; PLATT, T. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 21, n. 4, p. 540–547, 1976.

JUNK, W.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain-systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, n. September 2014, p. 110–127, 1989.

KNAPP, J. L. A.; OSENBRÜCK, K.; CIRPKA, O. A. Impact of non-idealities in gas-tracer tests on the estimation of reaeration, respiration, and photosynthesis rates in streams. **Water research**, v. 83, p. 205–16, 15 out. 2015.

KOSINSKI, R. J. A comparison of the accuracy and precision of several open-water oxygen productivity techniques. **Hydrobiologia**, v. 119, n. 2, p. 139–148, dez. 1984.

LEMMON, P. E. A Spherical Densimeter for Estimating Forest Overstory Density. **Forest Science**, v. 2, n. 4, p. 314–320, 1956.

LEMMON, P. E. A New Instrument for Measuring Forest Overstory Density. **Journal of Forestry**, v. 55, n. 9, p. 667–668, 1957.

LEWIS, W. M. Physical and chemical features of tropical flowing waters. In: DUDGEON, D. (Ed.). **Tropical Stream Ecology**. 1. ed. San Diego, CA: Academic Press, 2008. p. 1–21.

MARZOLF, E. R.; MULHOLLAND, P. J.; STEINMAN, A. D. Improvements to the Diurnal Upstream–Downstream Dissolved Oxygen Change Technique for Determining Whole-Stream Metabolism in Small Streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51, n. 7, p. 1591–1599, 1994.

MARZOLF, E. R.; MULHOLLAND, P. J.; STEINMAN, A. D. Comment: Improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. 7, p. 1784–1785, 1998.

MCCUTCHAN, J. H.; LEWIS, W. M.; SAUNDERS, J. F. Uncertainty in the Estimation of Stream Metabolism from Open-Channel Oxygen Concentrations. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 17, n. 2, p. 155–164, 1 jun. 1998.

MCTAMMANY, M. E.; BENFIELD, E. F.; WEBSTER, J. R. Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n. 3, p. 532–545, 2007.

MEYER, J. L. Can P/R Ratio Be Used to Assess the Food Base of Stream Ecosystems? A Comment on Rosenfeld and Mackay (1987). **Oikos**, v. 54, n. 1, p. 119–121, 1989.

MULHOLLAND, P. J.; HOUSER, J. N.; MALONEY, K. O. Stream diurnal dissolved oxygen profiles as indicators of in-stream metabolism and disturbance effects: Fort Benning as a case study. **Ecological Indicators**, v. 5, n. 3, p. 243–252, ago. 2005.

NEN. Nederlandse Norm NEN 6520. **Netherlands**, 1981.

NEVEROVA-DZIOPAK, E.; KOWALEWSKI, Z. New approach to trophic state assessment of running waters in Poland. **Meteorology Hydrology and Water Management**, v. 1, n. 1, p. 15–21, 2013.

NUSH, E. A. Comparasion of different meethods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Archiv Hydrobiologie**, v. 14, p. 14–36, 1980.

O'DRISCOLL, C. et al. Forest clearfelling effects on dissolved oxygen and metabolism in peatland streams. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 250–259, 2016.

ODUM, H. T. Primary Production in Flowing Waters¹. **Limnology and Oceanography**, v. 1, n. 2, p. 102–117, 1956.

PALMER, M. A.; FILOSO, S.; FANELLI, R. M. From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. **Ecological Engineering**, v. 65, p. 62–70, 2014.

PARKHILL, K. L.; GULLIVER, J. S. Modeling the effect of light on whole-stream respiration. **Ecological Modelling**, v. 117, n. 2–3, p. 333–342, maio 1999.

PRETTY, J. N. et al. Policy Analysis Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. **Environmental Science & Technology**, v. 37, p. 201–208, 2003.

RILEY, A. J.; DODDS, W. K. The expansion of woody riparian vegetation, and subsequent stream restoration, influences the metabolism of prairie streams. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 6, p. 1138–1150, 2012.

RILEY, A. J.; DODDS, W. K. Whole-stream metabolism: strategies for measuring and modeling diel trends of dissolved oxygen. **Freshwater Science**, v. 32, n. 1, p. 56–69, 18 dez. 2013.

ROBERTS, B. J.; MULHOLLAND, P. J.; HILL, W. R. Multiple scales of temporal variability in ecosystem metabolism rates: Results from 2 years of continuous monitoring in a forested headwater stream. **Ecosystems**, v. 10, n. 4, p. 588–606, 2007.

SANTOS, J. E. DOS et al. Estação Ecológica de São Carlos, Brotas-SP. Análise e zoneamento ambiental. v. 1, p. 23, 2003.

SARTORY, D. P.; GROBBELAAR, J. U. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. **Hydrobiologia**, v. 114, n. 3, p. 177–187, 1984a.

SARTORY, D. P.; GROBBELAAR, J. U. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. **Hydrobiologia**, v. 114, n. 3, p. 177–187, 1984b.

SIGRH. **Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhtj/apresentacao>>. Acesso em: 1 fev. 2017.

SILVA-JUNIOR, E. F. et al. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 195–204, 2014.

SILVA-JUNIOR, E. F. DA. Land use effects and stream metabolic rates: a review of ecosystem response. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016.

SOARES, M. C. S. et al. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. **Limnologia**, v. 42, n. 3, p. 197–203, 2012.

SONG, C. et al. Methods of approximation influence aquatic ecosystem metabolism estimates. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 14, n. 9, p. 557–569, 2016.

SPERLING, M. VON. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. [s.l.] UFMG, 2014.

STERNER, R. W. et al. The Light: Nutrient Ratio in Lakes: The Balance of Energy and Materials Affects Ecosystem Structure and Process. **The American Naturalist**, v. 150, n. 6, p. 663–684, dez. 1997.

TROMBONI, F.; DODDS, W. K. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. **Environmental Management**, p. 0–1, 2017.

UEHLINGER, U.; KAWECKA, B.; ROBINSON, C. T. Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Sp??l). **Aquatic Sciences**, v. 65, n. 3, p. 199–209, 2003.

VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130–137, 1 jan. 1980.

WANG, H. et al. Dissolved oxygen dynamics of streams draining an urbanized and an agricultural catchment. **Ecological Modelling**, v. 160, n. 1–2, p. 145–161, fev. 2003.

WANNINKHOF, R.; MULHOLLAND, P. J.; ELWOOD, J. W. Gas exchange rates for a first-order stream determined with deliberate and natural tracers. **Water Resources Research**, v. 26, n. 7, p. 1621–1630, 1990.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 10, n. 2–4, p. 159–168, 1995.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Serial Discontinuity Concept of Lotic Ecosystems. **Dynamics of Lotic Systems, Ann Arbor Science, Ann Arbor**, n. December, p. 29–42, 1983.

WEBSTER, J. R.; WALLACE, J. B.; BENFIELD, E. F. Organic processes in streams of the eastern United States. **River and stream ecosystems of the world**, p. 117–187, 1995.

WEBSTER, R. J.; VALETT, H. M. Solute Dynamics. In: **Methods in Stream Ecology**. 2^a ed. [s.l.] Elsevier, 1996. p. 169–185.

WILLIAMSON, C. E. et al. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 5, p. 247–254, 2008.

WINTER, B. **Linear models and linear mixed effects models in R with linguistic applications**. University of California <https://arxiv.org/ftp/arxiv/papers/1308/1308.5499.pdf>, , 2013.

YOUNG, R. G.; HURYN, A. D. Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, n. 10, p. 2199–2211, 1996.

YOUNG, R. G.; HURYN, A. D. Comment: improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, p. 1784–1785, 1998.

YOUNG, R. G.; HURYN, A. D. Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. **Ecological Applications**, v. 9, n. 4, p. 1359–1376, 1999.

YOUNG, R. G.; MATTHAEI, C. D.; TOWNSEND, C. R. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 3, p. 605–625, 2008.

ZANCHETTA, D. et al. Plano de Manejo Integrado. Estações Ecológica e Experimental de Itirapina/SP. p. 318, 2006.

ZELL, C.; HUBBART, J. A. An evaluation of light intensity functions for determination of shaded reference stream metabolism. **Journal of environmental management**, v. 97, p. 69–77, 30 abr. 2012.