

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

ALINE CHRISTINE BERNEGOSSI

**Variação espacial e temporal da qualidade da água e do
sedimento em rios de pequena ordem (São Carlos e Itirapina, SP):
comparação entre ambientes impactados e de referência**

São Carlos, SP

2016

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

**Variação espacial e temporal da qualidade da água e do
sedimento em rios de pequena ordem (São Carlos e Itirapina,
SP): comparação entre ambientes impactados e de referência**

Monografia apresentada à
Escola de Engenharia de São Carlos
da Universidade de São Paulo para
conclusão do curso de Engenharia
Ambiental.

Aluna: Aline Christine Bernegossi

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha

**Coorientador: Prof^a. Dr^a. Valéria Guimarães Silvestre
Rodrigues**

São Carlos, SP

2016

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

B517v Bernegossi, Aline Christine
Variação espacial e temporal da qualidade da água e
do sedimento em rios de pequena ordem (São Carlos e
Itirapina, SP): comparação entre ambientes impactados e
de referência / Aline Christine Bernegossi; orientador
Davi Gasparini Fernandes Cunha; coorientadora Valéria
Guimarães Silvestre Rodrigues. São Carlos, 2016.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2016.

1. Qualidade. 2. Sedimento. 3. Riacho. 4. Ambiente
impactado. 5. Ambiente preservado. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Aline Christine Bernegossi**

Data da Defesa: 09/11/2016

Comissão Julgadora:

Resultado:

Davi Gasparini Fernandes Cunha (Orientador(a))

APROVADA

Adriana Cristina Poli Miwa

Aprovada

Simone Pereira Casali

Aprovada



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

AGRADECIMENTOS

“Agradeço a Amb 010, sala que além de tudo, representou o poder da união e o trabalho coletivo. Ao POVO, Jé, Gabi, Plets, Fil, Mari, Mimi, Laurinha, Jacque, TP, Santos, Naty, por fazer-me sentir protegida e carinhosamente amada, uma família de amigos, um dando suporte ao outro; também a FORM's, minhas amigas e irmãs postças, Jé, Tia, Jacque, Laurinha e Mimi, pelo apoio e incentivo no meu almejo em engenharia, não esquecendo dos estudos regados por brigadeiros e pipoca, aliviando minha ansiedade; ao Bruno que me mostrou como a engenharia civil e ambiental estão conectadas e juntas produzem resultados satisfatórios ao meio; aos meus pais, Elione e José Luís, pelo carinho, incentivo, presentes em todos os momentos da minha graduação, acreditando no meu potencial e apoiando em minhas decisões; as minhas irmãs, Agda e Ana, pela amizade, sempre vibrando e torcendo pela minha conquista acadêmica. Também agradeço a todos funcionários da Hidrosan Engenharia que me apoiaram quando precisei me dedicar mais aos estudos; aos professores Davi e Valéria por acreditarem e darem suporte para o desenvolvimento da minha pesquisa; ao aluno Wesley que, mais que um colega de trabalho, me ajudou nos meus momentos de desespero; ao técnico de laboratório, carinhosamente “seu” Antônio, que me auxiliou nas análises e com atenção e sabedoria no ensinamento para realização dos ensaios e aos demais técnicos que executaram seus trabalhos com excelência; à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior) e por fim agradeço a todos aqueles que participaram e me auxiliaram a finalizar esta pesquisa e a graduação”.

Obrigado DEUS por essa oportunidade!

*“Gosto daquilo que me desafia. O fácil
nunca me interessou. Já o obviamente
impossível sempre me atraiu – e muito”*

Clarice Lispector

*“O valor das coisas não está no
tempo em que elas duram, mas na
intensidade que acontecem. Por isso
existem momentos inesquecíveis, coisas
inexplicáveis e pessoas incomparáveis”*

Fernando Pessoa

*Adormeci e sonhei que a vida era
alegria; despertei e vi que a vida era serviço;
servi e vi que o serviço era uma alegria”*

Rabindranath Tagore

RESUMO

Bernegossi, A.C. **Variação espacial e temporal da qualidade da água e do sedimento em rios de pequena ordem (São Carlos e Itirapina, SP): comparação entre ambientes impactados e de referência**. 2016. 94p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2016.

Para garantir os usos múltiplos da água, os corpos hídricos devem possuir disponibilidade hídrica suficientes para suprir as demandas e a qualidade mínima para seus diversos fins. A Resolução CONAMA 357/05 classifica os corpos hídricos em função dos seus usos previstos, fornecendo uma série de variáveis de qualidade da água. No Brasil, a CETESB utiliza o índice de classificação de qualidade de sedimento com relação às concentrações de metais neste compartimento. A presente pesquisa examinou os efeitos do uso e ocupação do solo na qualidade de água e sedimento em seis rios de pequena ordem (impactados-I e preservados-P) em São Carlos e Itirapina (SP), dentro dos limites da Bacia Jacaré-Guaçu. A qualidade da água e sedimento foi avaliada por meio de comparação com as legislações vigentes e outros trabalhos public[ados e através de análises estatísticas dos resultados obtidos. Os sedimentos se revelaram arenosos (80% das partículas maiores que 0,02 mm), pH ácido, Eh oxidante, baixo teor de umidade e matéria orgânica. As concentrações de Pu, Zn, Cu, Ni permitiram classificar a qualidade como ótima. Os riachos P- Fazzari e I -Santa Maria foram os que apresentaram maiores concentrações de Cd, Cr, Fe e Al, chegando a classificação de qualidade regular. As concentrações de metais nos ambientes preservados podem ser utilizadas como *background* e podem auxiliar na verificação de contaminação por interferência humana ou presença natural de metal no ambiente aquático. A diferença de qualidade da água entre os riachos impactados e preservados evidenciou-se, especialmente, na condutividade elétrica e na turbidez, sendo que o nível de estado trófico variou de oligotrófico a eutrófico. A análise estatística ANOVA sugeriu que a variação sazonal apresentou menor influência quando comparada à distribuição espacial para maioria das variáveis estudadas. A correlação entre as variáveis foi verificada pela matriz de correlação de Spearman tanto para as variáveis da água quanto dos sedimentos. Espera-se que os dados apresentados nesta pesquisa contribuam como base de referência para avaliação da qualidade de rios em pesquisas futuras.

Palavras-chave: qualidade, sedimento, riacho, ambiente impactado, ambiente preservado

ABSTRACT

Bernegossi, A.C. **Spatial and time variation of water and sediment quality in small order streams (São Carlos and Itirapina, SP): comparison between impacted and reference environments**. 2016. 94p. Bachelor thesis (Environmental Engineering). São Carlos College of Engineering, University of São Paulo, São Carlos 2016.

In order to assure the multiple water usage, water resources must be enough to supply several demands and have minimum quality for its various purposes. CONAMA's resolution 357/2005 classifies water bodies by their predicted usages, providing a series of water quality variables. In Brazil, the CETESB utilizes an index to classify sediment quality regarding the concentration of metals available. The present work has examined the effects of land uses in water and sediment quality from six small order Rivers (impacted-I and preserved-P) in São Carlos and Itirapina (SP), inside Jacaré-Guaçu basin's borders. Water and sediment quality was measured by comparison with acting legislations and published works and through statistical analysis of the results found. The sediments were revealed as being essentially sandy (80% of the particles larger than 0.02 mm), acid pH, oxidising Eh, low moisture content and organic matter. The concentrations of Pu, Zn, Cu, Ni allowed the quality to be classified as optimum. The streams P-Fazzari e I-Santa Maria were the ones that showed the largest amounts of Cd, Cr, Fe and Al, being classified as regular. Metal concentrations in preserved environments can be used as background and can support the tests for either contamination by human interference or natural existence of metals in the aquatic environment. The water quality difference between impacted and preserved streams was shown, particularly, by the variables electrical conductivity and turbidity, with the level of the trophic state varying from oligotrophic to eutrophic. ANOVA statistic analysis suggested that the seasonal variation demonstrated less influence when compared to the spatial distribution regarding most of the studied variables. The interconnection amongst the variables was verified by Spearman's correlation matrix for both water and sediment variables. It is expected that the data presented by the present research contribute as basis of reference to evaluations of water quality in future studies.

Keywords: quality, sediment, stream, impacted environment, preserved environment

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS

®	Marca registrada
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional das Águas
ANOVA	Análise de Variância
APHA	American Public Health Association
APP	Área de Preservação Permanente
Aw	Clima Tropical Úmido
BIOTACE	Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes
CCME	Canadian Council of Minister of the Environment
Cd	Cádmio
CDCC	Centro de Divulgação Científica e Cultural
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CI	Carbono Inorgânico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CPTI	Cooperativa de Serviços e Pesquisas Tecnológicas e Industriais
Cr	Cromo
CRHEA	Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Cu	Cobre
Cwa	Clima Subtropical Úmido
DRX	Difratometria de Raios X

EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
Eh	Potencial de Oxidorredução
EPA	Environmental Protection Agency
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe	Ferro
IAC	Instituto Agronômico de Campinas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MOS	Matéria Orgânica Sedimentar
NH ₃	Amônia livre
NH ₄ ⁺	Amônia ionizada
Ni	Níquel
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OECD	Organization for Economic Operation and Development
p	Grau de Correlação
Pb	Chumbo
PEL	Nível de Efeito Provável
PMSSanCa	Plano Municipal de Saneamento do Município de São Carlos
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PO ₄ ⁻³	Ortofosfato inorgânico

POP	Poluentes Orgânicos Persistentes
PT	Fósforo Total
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SC	Santa Catarina
SE	Superfície Específica
SEADE	Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados
Singreh	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SP	São Paulo
SSI	Sólido Suspenso Inorgânico
SSO	Sólido Suspenso Orgânico
TEL	Nível de Efeito Liminar
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UNEP	United Nations Environmental Program
WHO	World Health Organization
Zn	Zinco

Índice

1. Introdução	19
2. Objetivos	21
3. Revisão Bibliográfica	21
3.1. Sistema hídrico.....	21
3.2. Usos múltiplos da água.....	23
3.3. Urbanização e sua interação com os recursos hídricos	24
3.4. Fontes de contaminação e qualidade da água	27
3.5. Variáveis de qualidade da água.....	29
3.5.1. Temperatura	30
3.5.2. pH.....	30
3.5.3. Condutividade Elétrica	30
3.5.4. Oxigênio Dissolvido.....	31
3.5.5. Turbidez e sólido suspenso total.....	31
3.5.6. Substâncias potencialmente tóxicas	32
3.5.7. Fósforo e Nitrogênio	33
3.6. Padrões de qualidade da água.....	36
3.7. Variáveis do sedimento	37
3.7.1. Granulometria e mineralogia	38
3.7.2. Presença de matéria orgânica	40
3.7.3. Teor de umidade.....	40
3.7.4. Capacidade de troca catiônica e superfície específica	41
3.7.5. Metais.....	41
3.8. Valores-guia de qualidade de sedimento com relação à presença de elementos potencialmente tóxicos.....	44
4. Metodologia	45
4.1. Área de estudo.....	46
4.1.1. São Carlos	46
4.1.2. Itirapina	49
4.2. Variáveis climatológicas, hidrológicas e da mata ciliar.....	51
4.3. Amostragem da água	52
4.3.1. Parâmetros físico-químicos	52

4.3.2.	Nutrientes	52
4.4.	<i>Amostragem do sedimento</i>	53
4.4.1.	Variáveis químicas	53
4.4.2.	Ensaio de Granulometria	53
4.4.3.	Difratometria de Raios X (DRX)	54
4.4.4.	Ensaio de Matéria Orgânica	54
4.4.5.	Ensaio de Determinação do Teor de Umidade	54
4.4.6.	Ensaio de Determinação da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e da Superfície Específica (SE)	54
4.4.7.	Absorção Atômica	55
4.5.	<i>Análise estatística</i>	55
5.	Resultados e Discussão	56
5.1.	<i>Variáveis climatológicas, hidrológicas e da mata ciliar</i>	56
5.1.1.	Variáveis climatológicas	56
5.1.2.	Variáveis hidrológicas	57
5.1.3.	Estimativa da cobertura dossel	58
5.2.	<i>Variáveis da água</i>	59
5.2.1.	Parâmetros físico-químicos	59
5.2.2.	Sólidos	62
5.2.3.	Carbono	63
5.2.4.	Série fosfatada	65
5.2.5.	Série nitrogenada	67
5.3.	<i>Variáveis do sedimento</i>	68
5.3.1.	Parâmetros físico-químicos	68
5.3.2.	Classificação granulométrica e mineralogia	71
5.3.3.	Teor de Matéria Orgânica	73
5.3.4.	Teor de Umidade	74
5.3.5.	Ensaio de Determinação da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e da Superfície Específica (SE)	75
5.3.6.	Absorção Atômica	77
5.4.	Análise estatística	78
5.4.1.	Variáveis da água	78
5.4.2.	Variáveis do sedimento	82
6.	Considerações finais	83

7.	Referências Bibliográficas	86
-----------	---	-----------

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema das três zonas reconhecidas de acordo com a Teoria do Contínuo Fluvial. Fonte: Adaptado de Vannote et al. (1980)	22
Figura 2 Mudanças nos fluxos hidrológicos relacionados ao aumento da superfície impermeável em áreas urbanas. Fonte: Adaptado de PAUL e MEYER, 2001	26
Figura 3 – Diagrama triangular para determinação da textura do solo. Fonte: Adaptado de Camargo et al., 2009	39
Figura 4 - Bacia do Rio Monjolinho, suas respectivas sub-bacias e localização aproximada dos pontos de amostragem preservados (P) e impactados (I). Fonte: CDCC apud Aprender/UFSCAR (site)	47
Figura 5 - Pontos de amostragem	49
Figura 6- Bacia da Represa do Lobo com ênfase ao local próximo ao ponto de amostragem. Fonte: Cunha (2003) apud Grupo de Hidrologia Física – SHS/EESC/USP (2003)	50
Figura 7 – Ponto de amostragem no córrego P-BROA	50
Figura 8– Precipitação total mensal (mm) e temperatura média (°C) na Estação Meteorológica de São Carlos: média histórica mensal de 1986 a 2016	56
Figura 9– Precipitação total mensal (mm) e temperatura média (°C) na Estação Meteorológica de São Carlos de outubro de 2015 a junho de 2016.....	57
Figura 10 – Vazões ($L\ s^{-1}$) e velocidades ($m\ s^{-1}$) nos riachos estudados em diferentes épocas do ano.....	58
Figura 11 - Distribuição de área fechada (%) na mata ciliar dos riachos estudados em diferentes épocas do ano	59
Figura 12 - Concentrações de sólido suspenso inorgânico (SSI) e sólido suspenso orgânico (SSO), em $mg\ L^{-1}$, nos riachos estudados em diferentes épocas do ano	63
Figura 13 - Concentrações de carbono orgânico total (COT) e carbono inorgânico (CI), em $mg\ L^{-1}$, nos riachos estudados em diferentes épocas do ano.....	64
Figura 14 - Concentrações de fósforo total, fosfato dissolvido e ortofosfato, em $\mu g\ L^{-1}$, nos riachos estudados em diferentes épocas do ano	66
Figura 15 - Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e nitrato, em $mg\ L^{-1}$, nos riachos estudados em diferentes épocas do ano.....	68

Figura 16 - Valores de pH no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano.....	70
Figura 17 - Valores de Eh, em mV, no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano.....	70
Figura 18 - Valores de condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano.....	71
Figura 19 – Classificação da textura dos sedimentos dos riachos	72
Figura 20 – Concentração de matéria orgânica, em g kg^{-1} , no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano	74
Figura 21 –Teores de umidade, em %, no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparação dos valores máximos permissíveis estabelecidos por diferentes Instituições governamentais.....	33
Tabela 2- Limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo a classificação proposta pela OECD ³ (1982)	36
Tabela 3 - Padrões de qualidade da água para rios de classe I a III.....	37
Tabela 4 - Mobilidade relativa dos elementos em solos e sedimentos em função do Eh e pH	42
Tabela 5 - Fontes de contaminação de metais e risco à saúde humana	43
Tabela 6–Valores de referência de qualidade de sedimentos (PEL/TEL) para proteção da biota aquática	44
Tabela 7 - Classificação de contaminantes em sedimento de água doce estabelecidos pela CETESB a partir dos limites de PEL/TEL	45
Tabela 8 - Uso e ocupação do solo da Bacia do rio Monjolinho	47
Tabela 9 - Coordenadas referentes aos locais de coleta de amostra	48
Tabela 10 - Metodologia e equipamentos utilizados para determinação dos nutrientes	53
Tabela 11 - Resultados das variáveis físico-químicas nos riachos estudados em diferentes épocas do ano.....	61
Tabela 12 – Valores encontrados para variáveis físico-químicas da água comparados com valores obtidos em pesquisas realizadas em corpos hídricos brasileiros.	62
Tabela 13 - Classificação do nível de estado trófico, segundo a classificação proposta pela OECD ³ (1982).....	67
Tabela 14 – Principais minerais presentes no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano	73
Tabela 15 - Verificação de presença de argilominerais através dos resultados de CTC e SE.....	76
Tabela 16 - Faixa usual de CTC de diversos argilominerais	76
Tabela 17 - Concentrações de metais obtidas nos riachos estudados e em diferentes rios brasileiros.....	78

Tabela 18 - Resultados da ANOVA (Análise de Variância) para cada variável da água estudada nos riachos, considerando os fatores temporal e espacial. Os valores de p destacados em negrito foram considerados significativos com nível de confiança de 95% ($p < 0,05$)..... 80

Tabela 19 - Matriz de correlação de Spearman entre as variáveis da água e a porcentagem de cobertura vegetal da mata ciliar em cada riacho. Coeficientes de Spearman (ρ) destacados em negrito foram considerados significativos com um nível de confiança de 95%..... 81

Tabela 20 - Resultados da ANOVA (Análise de Variância) para cada variável do sedimento estudada nos riachos, considerando os fatores temporal e espacial. Os valores de p destacados em negrito foram considerados significativos com nível de confiança de 95% ($p < 0,05$)..... 82

Tabela 21 - Matriz de correlação de Spearman entre as variáveis do sedimento em cada riacho. Coeficientes de Spearman (ρ) destacados em negrito foram considerados significativos com um nível de confiança de 95% 83

1. Introdução

O Brasil é um país rico em recursos hídricos, detendo aproximadamente 12% da água doce do planeta. No entanto, sua disponibilidade varia significativamente de acordo com a região do país. A Amazônia, por exemplo, possui 70% da disponibilidade de água com apenas 7% da população nacional (TUNDISI, 2015). A presença de rios em áreas urbana é uma herança das antigas civilizações, para as quais os rios desenvolviam um importante papel para a sobrevivência. Porém, os usos múltiplos da água não ficam restritos à área urbana, a água também é utilizada para suprir práticas de irrigação e dessedentação de animais em áreas rurais (GARCIAS e SANCHES, 2009).

Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2015), a qualidade dos corpos hídricos é interdependente de diversos fatores, como o clima, a litologia da região, a presença e preservação da mata ciliar, o próprio funcionamento do ecossistema aquático e da influência antrópica. A perda de qualidade da água pode ser analisada por meio da comparação de parâmetros físicos, químicos e biológicos entre amostras de água e sedimento de corpos hídricos localizados em locais preservados e em ambientes impactados (ROBAINA; FORMOSO; PIRES, 2002).

O crescimento populacional e o aumento das atividades industriais e agrícolas causam pressões negativas na disponibilidade dos recursos hídricos, quantitativamente e qualitativamente. As atividades humanas geralmente intensificam a poluição¹ do meio ambiente, como acontece, por exemplo, no aporte excessivo de nutrientes pela entrada de despejos domésticos e no aumento das concentrações de metais, resultado de despejos industriais. A agricultura, por sua vez pode afetar o equilíbrio da biota aquática devido à entrada de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos, reduzindo o fluxo de respiração e aumentando a taxa de produção primária (GÜCKER; BOËCHAT; GIANI, 2009).

Com o intuito de controlar a poluição dos corpos hídricos, o Brasil conta com diversas leis, instrumentos e instituições relacionadas ao meio ambiente e à água, que pré-definem um conjunto de indicadores físicos, químicos e biológicos que auxiliam

¹De acordo com a Lei nº 6.938, de 1981, poluição é “a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos”.

verificar os níveis de poluição de um determinado manancial. O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) estabeleceu através da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) a bacia hidrográfica como unidade básica de gerenciamento, e encarregou os Comitês de Bacias Hidrográficas, entre outras atribuições, de arbitrar em primeira instância os conflitos relacionados ao uso dos recursos hídricos e, aprovar e acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da Bacia (BRASIL, 1997).

A “síndrome dos rios urbanos”, proposta por Paul e Meyer (2001) refere-se às interferências das mudanças demográficas na hidrologia e geomorfologia dos rios. A qualidade da água é afetada pelo aumento do escoamento superficial, entrada de descargas industriais e esgotos domésticos, que resultam no aumento da concentração de contaminantes, tais como nutrientes e metais. Por esse motivo, o estudo da qualidade da água e dos seus sedimentos ao longo do tempo e em diferentes pontos de uma bacia hidrográfica é essencial para o gerenciamento estratégico.

Tendo como escopo o estudo qualitativo da água e do sedimento, a presente pesquisa avaliou rios de pequena ordem (riacho) na região de São Carlos e Itirapina (SP), territórios ricos em rios, ribeirões e córregos e que englobam as sub-bacias hidrográficas da Bacia Hidrográfica Mogi-Guaçu e da Bacia Hidrográfica Tietê-Jacaré (SÃO PAULO, 2014).

2. Objetivos

O objetivo principal da presente pesquisa foi comparar a qualidade da água e dos sedimentos de rios de pequena ordem (riachos), em ambientes preservados e impactados no município de São Carlos e Itirapina (SP). Para isso, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- i) Determinar variáveis físicas e químicas da água e dos sedimentos em diferentes estações de coleta e em períodos distintos do ano, permitindo a observação de variações espaciais e temporais;
- ii) Estabelecer concentrações de referência para algumas variáveis avaliadas, com base nas condições observadas em ambientes preservados, como subsídio para planos de recuperação ambiental de sistemas aquáticos degradados.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Sistema hídrico

A água doce, recurso essencial para a manutenção da vida e do equilíbrio ecossistêmico, representa cerca de 2,5 % de todo o volume de água do planeta Terra e se distribui em geleiras, lagos, rios e aquíferos. Para manter as atividades humanas em funcionamento e garantir a sustentação da vida, é essencial que os mananciais superficiais e subterrâneos possuam água em quantidade suficiente para atender a demanda por esse recurso e qualidade mínima para viabilizar seu uso (CALIJURI e CUNHA, 2013).

Rios e córregos são considerados sistemas lóticos, caracterizados pelo transporte de partículas e organismos graças à água corrente. Vannote et al. (1980), em sua “Teoria do Contínuo Fluvial”, sugeriram que um rio é constituído por um mosaico que integra diferentes grupos de comunidades aquáticas e que reflete a distribuição de energia e materiais particulados ao longo de seu curso. A teoria foi desenvolvida para ambientes naturais (Figura 1), com mínima ou nenhuma interferência humana, locais nos quais o corpo d’água pode ser dividido em três grandes grupos, sendo eles:

- Nascente: trecho de ordem 1 a 3, região com mata ciliar preservada e razão produção/respiração abaixo de 1;
- Médio curso: trecho de ordem 4 a 6, região com sedimentação intensa; e
- Baixo curso: trecho de ordem superior a 6, região com maior turbidez.

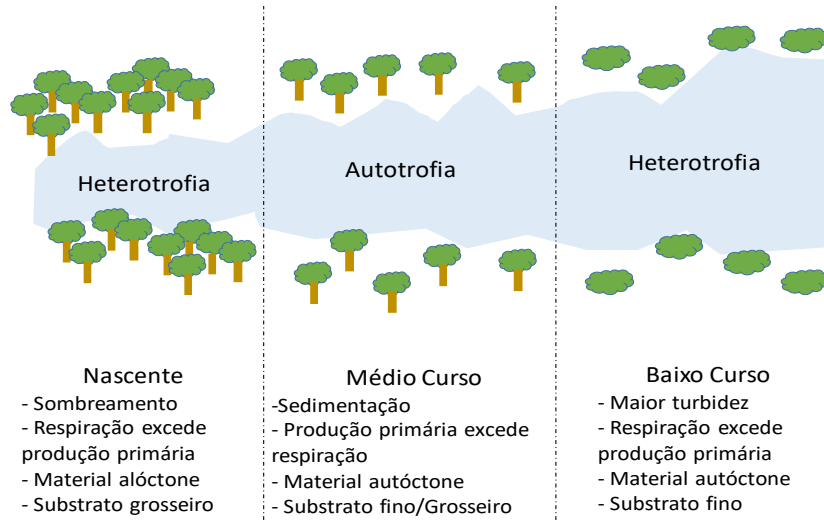


Figura 1 - Esquema das três zonas reconhecidas de acordo com a Teoria do Contínuo Fluvial. Fonte: Adaptado de Vannote et al. (1980)

O sistema aquático, desde que não seja excedida sua capacidade suporte, é capaz de se recuperar progressivamente de um distúrbio sofrido, processo natural denominado de “autodepuração”. Nesse fenômeno, a água recupera progressivamente seu equilíbrio dinâmico através de reações biológicas, com a ação de microrganismos; reações químicas, como oxidação e redução; e reações físicas, como diluição e sedimentação. A autodepuração depende da dimensão longitudinal do corpo receptor e da frequência de entrada de contaminantes (VON SPERLING, 2014).

A análise de parâmetros físico-químicos da água e do sedimento em corpos hídricos preservados, onde a entrada de material particulado, metais, nutrientes e o fluxo de carbono provêm substancialmente da mata ciliar, gera uma base de referência sobre o funcionamento deste corpo hídrico. Essa base de referência pode ser utilizada para analisar o grau de interferência antrópica na qualidade da água quando comparada com os resultados para os mesmos parâmetros em corpos hídricos que sofrem algum tipo de distúrbio (BUNN; DAVIES; MOSISCH, 1999).

3.2. Usos múltiplos da água

Segundo a Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei nº9.433/1997), “a água é um bem de domínio público” além de ser “um recurso natural limitado, dotado de valor econômico”. A PNRH prioriza a gestão desse recurso visando atender todas as demandas dos usos múltiplos da água sem prejudicar sua disponibilidade para gerações futuras. O Plano Nacional de Saneamento constatou que um dos principais motivos do comprometimento da qualidade da água é decorrente de lançamentos de efluentes (PLANSAB, 2013). Os monitoramentos, qualitativo e quantitativo, dos recursos hídricos possibilitam a avaliação da oferta hídrica, além de ser um instrumento que auxilia na tomada de decisões sobre os usos múltiplos e na redução de impactos ambientais (TUNDISI, 2015).

Os usos múltiplos das águas superficiais e subterrâneas são classificados em 11 categorias pela Resolução CONAMA nº357/2005. Os usos desses recursos ocorrem de acordo com sua classificação, por exemplo, rios de classe II podem ser destinados ao abastecimento humano após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças e jardins e à aquicultura, enquanto rios de classe IV podem ser destinados apenas à navegação e à harmonia paisagística.

Uma das principais instituições brasileiras relacionada ao gerenciamento da água é a Agência Nacional de Águas (ANA), criada em 2000 pela Lei nº9.984. A ANA tem, entre suas obrigações, o controle da poluição hídrica, a elaboração do enquadramento dos corpos hídricos, a realização de diagnóstico e de estudos para o subsídio de aplicações de recursos da União. O enquadramento dos corpos hídricos, disposto no Decreto nº 10.755, refere-se ao nível de qualidade requerido devido aos usos esperados para o local que deve ser alcançado ou mantido. Ele busca “*diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes*” de acordo com o Art. 9º da Lei nº9.433.

Os usos da água podem ser classificados, ainda, em consuntivo, quando há retirada de vazão ou volumes de água do corpo hídrico, e não-consuntivo, quando há interferência nas características naturais da água e alteração de sua qualidade (ANA, 2013).

A utilização da água de um mesmo manancial para mais de uma finalidade gera conflitos de interesses, uma vez que as demandas e as ofertas podem não estar de acordo com a distribuição em nível espacial e temporal. Estes conflitos podem ser de cunho quantitativo, referentes à vazão disponível para o atendimento das atividades, e qualitativo, relativos à qualidade da água disponível.

Considerando os conflitos quantitativos, podem-se citar a repartição da água entre os usos na agricultura e no suprimento urbano para geração de renda, dessedentação de animais, abastecimento de água potável, manutenção de jardins, entre outros. Vale ressaltar, que além da repartição para atividades antrópicas, é essencial que seja mantida a vazão ecológica, vazão mínima requerida para manutenção do ecossistema aquático. A vazão ecológica varia de acordo com a sazonalidade do regime hídrico e depende de como a geomorfologia local e os processos ecológicos respondem às interferências antrópicas (POFF et al., 1997).

Dentre os conflitos qualitativos, podem-se citar a entrada de substâncias tóxicas, fertilizantes, pesticidas e herbicidas utilizados na agricultura e nas indústrias, que ao impactarem de forma negativa a qualidade da água impossibilitam seu uso para fins mais nobres, como, por exemplo, o abastecimento público (GRUPO DE ESTUDOS SOBRE RECURSOS HÍDRICOS, 2014).

3.3.Urbanização e sua interação com os recursos hídricos

O Brasil vivenciou um significativo desenvolvimento econômico, no período entre 1945 e 1980, como reflexo do crescimento do mercado interno e das transformações na economia (CAIADO, 1998). A urbanização é consequência direta da mudança da economia de base rural para uma economia concentrada em centros urbanos (TUCCI, 2010). Esta economia concentrada, baseada na produção de serviços e bens, alterou a estrutura demográfica do país, resultando na metropolização e organização espacial fragmentada e segregada, sendo as periferias polos de trabalhadores subempregados e com salários menores (CAIADO, 1998).

O crescimento populacional e a expansão do uso da terra e recursos naturais aceleraram a degradação da qualidade dos recursos hídricos e sua alocação entre os usos múltiplos, afetando indiretamente a qualidade de vida da população (HERRERA, 2013).

Segundo Tucci (2010), a ocupação urbana pode causar impactos de diversas magnitudes, entre eles:

- ampliação das áreas impermeáveis: acarreta incremento da velocidade e volume do escoamento superficial;
- picos de cheia: consequência da menor capacidade do meio em absorver a água;
- aumento de resíduos sólidos nas ruas: ocasiona o entupimento de bueiros;
- carreamento de resíduos sólidos e materiais particulados pelo escoamento superficial aos rios, córregos e lagos pertencentes às cidades;
- degradação da qualidade da água: consequência da emissão de esgotos domésticos e industriais não tratados;
- ocupação irregular de áreas de mananciais e áreas de preservação permanente (APP), entre outros.

O aumento do escoamento superficial decorrente do crescimento da proporção de áreas impermeáveis nos centros urbanos e o desmatamento em regiões agrícolas diminuem o tempo de retenção da água precipitada dentro da bacia e afetam a recarga dos aquíferos subterrâneos. (SEABURN, 1969).

O aumento da área impermeável pode reduzir em até 75% a infiltração profunda e em 60% a infiltração superficial (Figura 2). A diminuição na infiltração aumenta a taxa do escoamento superficial em mais de cinco vezes. Essas mudanças nos fluxos hidrológicos refletem no incremento de detritos carregados para os corpos hídricos e poluição dos mesmos.

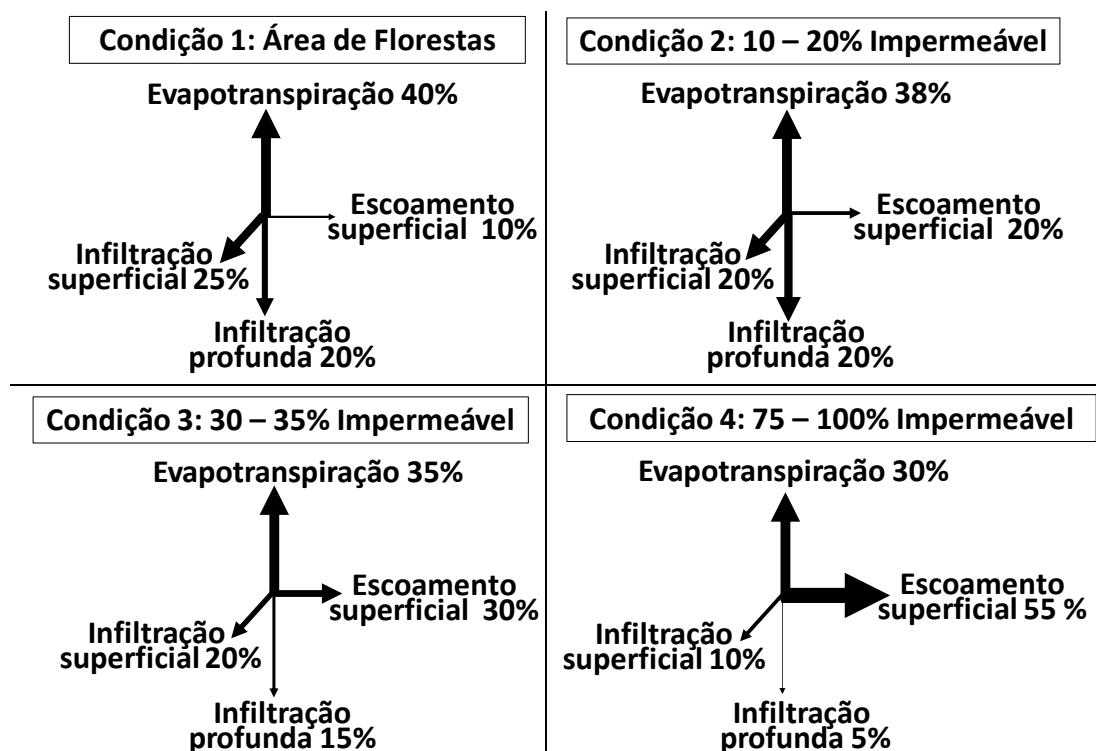


Figura 2 Mudanças nos fluxos hidrológicos relacionados ao aumento da superfície impermeável em áreas urbanas.
Fonte: Adaptado de PAUL e MEYER, 2001

O aumento na presença de precipitação excedente, referente à parcela de água que não infiltra e escoam superficialmente, foi verificado nos estudos de Menezes (2010) para quatro bacias hidrográficas em Brasília. A bacia hidrográfica do Riacho Fundo foi considerada a mais impactada, apresentando escoamento superficial acima de 50% em cerca de 40% da área, fato explicado pelo adensamento das zonas urbanas e aumento da impermeabilização do solo.

A expansão demográfica vem causando pressão e impactos sobre os ambientes terrestres e aquáticos. Fonseca et al. (2014) compararam as concentrações de nutrientes, fósforo e nitrogênio, em rios de pequena ordem entre ambientes naturais e ambientes impactados em área de Cerrado, na região central do Brasil. Os autores compararam os resultados obtidos em campo com valores de referência, dos quais destacam-se a concentração de fósforo total, que em ambiente natural resultou no máximo $0,006 \text{ mg L}^{-1}$ enquanto em ambiente impactado, acima de $0,035 \text{ mg L}^{-1}$. O estudo apontou a existência de um gradiente nas concentrações de nutrientes nos corpos hídricos, no qual as maiores concentrações ocorrem em solos com ocupação urbana,

seguido da ocupação agrícola, enquanto as menores concentrações são observadas em solos naturais, com baixa alteração em seu uso e ocupação do solo.

O estudo desenvolvido por Silva et al. (2012), que visou comparar os parâmetros químicos da água em diferentes ambientes, também resultou em diferença na qualidade da água em regiões naturais e alteradas. O valor de condutividade elétrica, associado à ocorrência de íons dissolvidos na água, foi maior nas áreas impactadas, principalmente nas bacias com pastagens e proximidade com a área urbana.

Nos estudos de Dodds et al. (2008), em corpos hídricos dos Estados Unidos, foi analisada a potencial perda de renda anual, resultado da redução da qualidade da água pela eutrofização. Foram consideradas as atividades de recreação e os investimentos em tratamento de água e esgoto e o resultado foi que se gasta anualmente 2,2 bilhões de dólares para remediar os impactos dos corpos hídricos referentes à eutrofização.

Com a finalidade de demonstrar a relação entre a urbanização e a qualidade da água, outros autores buscaram comparar a funcionalidade dos sistemas lóticos urbanos e naturais. Dentre as conclusões, os autores perceberam que a urbanização moderna continua alterando os aspectos morfológicos naturais dos leitos dos rios urbanos, aumentando a taxa de produção primária e causando efeitos adversos na biota desses ecossistemas (PAUL e MEYER, 2001; GÜCKER et al., 2006).

3.4.Fontes de contaminação e qualidade da água

A qualidade da água pode ser afetada por fontes de poluição pontuais, cujo lançamento é facilmente identificável e controlável, e por fontes difusas, nas quais há a entrada dispersa do poluente no manancial, por exemplo, através do escoamento superficial em áreas agrícolas e chuva ácida (HERRERA, 2013). A qualidade de água, reflexo tanto de influências naturais quanto antrópicas, pode ser monitorada por meio de análises de amostras coletadas diretamente nos corpos hídricos em intervalos de tempo regulares (UNEP, 2008).

A poluição da água ocorre através da introdução de microrganismos prejudiciais à saúde, substâncias químicas tóxicas, poluentes orgânicos persistentes (POP's) e outros resíduos em uma concentração superior a natural do meio (UNEP, 2008). A poluição pode ser classificada ainda como química (orgânica ou inorgânica), térmica (troca de calor mediante despejos industrial e de termoeletricas) e biológica. Os contaminantes

podem ser provindos de resíduos sólidos e detritos depositados nos corpos d'água ou em suas margens, como pesticidas, herbicidas, substâncias farmacêuticas e detergentes, matéria orgânica ligada a esgoto doméstico, criação de animais, indústrias alimentícias, poluição do ar mediante a chuva, entre outros (CALIJURI; CUNHA, 2013).

A mata ciliar pode ser entendida como uma paisagem dinâmica, que sofre influências temporais e espaciais de acordo com os processos hidrológicos e geomorfológicos predominantes. As características da mata ciliar variam tanto com distúrbios fluviais quanto terrestres, como vento, fogo e ação de insetos (GREGORY et al. 1991). O desflorestamento da mata ciliar tem causado aumento nos processos erosivos das margens e nos valores de turbidez e desequilíbrio do regime de cheias e do fluxo da água (CASTRO et al., 2012). Segundo Arcova e Cicco (1999) as microbacias de uso agrícola possuem transportes de sedimentos e nutrientes maiores do que o observado em bacias de uso florestal como decorrência da menor presença de mata ciliar.

É preciso melhores práticas de gerenciamento agrícola, com a manutenção de matas ripárias, o uso de fertilizante em quantidades adequadas e necessárias e o planejamento do uso da terra. Porém, o cenário com o uso de fertilizantes não é positivo, segundo Bumb e Baanante (1996) esse uso continuará aumentando nos próximos 20 anos, principalmente em países em desenvolvimento.

Alguns eventos naturais, intensificados pela ação antrópica, como inundações e extremos hidrológicos, além de favorecerem a disseminação de patógenos, aumentam o risco de transmissão de doenças infectocontagiosas via oral. Para que haja um controle mínimo da qualidade da água dos mananciais, nas regiões urbanas e periféricas, o monitoramento e a avaliação permanente da qualidade da água se fazem essenciais. A qualidade da água pode ser avaliada através da Resolução CONAMA 357/2005 ou a Portaria 2.914/2011 (UNEP, 2008) e auxiliam a gerir uma estação de tratamento de acordo com sua demanda e eficiência necessárias.

O comportamento de um contaminante no corpo hídrico depende tanto das características do meio, como pH, temperatura, presença de matéria orgânica e substâncias húmicas, quanto das características do contaminante, como concentração e forma química. O transporte e transferência de fase de um contaminante no meio aquático podem ocorrer por deposição, adsorção, dessorção, dissolução, volatilização, precipitação, ressuspensão e sedimentação.

A parcela orgânica, que possui carbono em sua composição, tende a volatilizar até se atingir um equilíbrio entre fases. As substâncias solúveis tendem a se dissolver nos corpos d'água e permanecer neles, já a parcela inorgânica tende a se adsorver nos sedimentos e materiais particulados suspensos. A transformação na forma química desses contaminantes são reflexos dos fenômenos da hidrólise, complexação, fotólise e biodregradação (COSTA et al.,2008).

Vale ressaltar que o sistema aquático possui o fenômeno natural de retenção de nutrientes, que é importante no controle de qualidade da água, porém, não é suficiente quando a entrada de poluentes é superior que a capacidade de retenção. Apesar das estações de tratamento de esgoto e águas residuárias modernas serem eficientes em relação a partículas orgânicas, possuem eficiência limitada em relação a partículas inorgânicas e acabam não sendo suficientes para auxiliar no fenômeno de retenção. (GÜCKER; BRAUNS; PUSCH, 2006).

3.5.Variáveis de qualidade da água

A qualidade da água é definida por características químicas, físicas e biológicas e se refere a um padrão tão próximo quanto possível do natural de cada corpo hídrico, ou seja, ao que se encontra nas nascentes dos mesmos. As variáveis químicas e biológicas relacionam-se com as modificações na qualidade da água em função da interação desses componentes, já as variáveis físicas são aquelas que envolvem características que afetam os sentidos humanos, tais como temperatura, turbidez, odor e cor (MMA, 2006).

Dentre as variáveis físico-químicas de maior importância para o monitoramento da qualidade da água pode-se citar a temperatura da água, turbidez, concentração de sólidos totais e dissolvidos, condutividade elétrica, seguida de parâmetros complementares como cor, salinidade e transparência (CETESB, 2015).

Devido à relação entre presença excessiva de nutrientes na água e eutrofização, as variáveis químicas relacionadas a esta presença também devem ser analisadas. São alvos de análises as variáveis fósforo total, fósforo inorgânico, fosfato total dissolvido, nitrogênio, silicato reativo solúvel e íons (PASSERINI, 2010). Além do teor de nutriente, mudanças no pH podem influenciar no ciclo de fotossíntese e respiração e alterar a qualidade da água (UNEP, 2008). Por último, para produzir uma caracterização

completa da água, podem ser analisadas as variáveis biológicas (clorofila-a e feofitina) e microbiológicas (CETESB, 2015).

3.5.1. Temperatura

A temperatura da água varia diariamente e sazonalmente, tendo relação direta com a temperatura do ar e presença de mata ciliar. Seu acompanhamento é importante quando estudada a poluição por entrada de lançamentos de efluentes com temperatura acima da natural e por uso da água em torres de resfriamento. Esta variável pode alterar a velocidade das reações químicas e influenciar nas taxas de fotossíntese de algas e plantas aquáticas, nos metabolismos dos organismos e na solubilidade do oxigênio dissolvido. Em temperaturas baixas, por exemplo, a água contém maiores concentrações de oxigênio dissolvido (UNEP, 2008).

3.5.2. pH

O pH, potencial hidrogeniônico, indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Este pode ser influenciado naturalmente pela oxidação da matéria orgânica, dissolução de rochas, fotossíntese e antropicamente pela entrada de despejos domésticos, que aumentam a carga orgânica e, despejos industriais com características ácidas ou básicas. O pH não implica em problemas de saúde pública caso não se encontre extremamente baixo ou elevado, porém, pode afetar a biota aquática e influenciar o equilíbrio dos compostos químicos. Altos valores de pH podem indicar presença elevada de algas (VON SPERLING, 2014).

3.5.3. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica (CE) reflete a capacidade do corpo hídrico em conduzir corrente elétrica. Quanto maior a concentração de íons presentes na água, maior será sua condutividade elétrica. A CE fornece informações sobre a magnitude da concentração iônica na água, a entrada de fontes poluidoras e as diferenças geoquímicas em afluentes de um rio ou lago (ESTEVES, 1998).

3.5.4. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio (O_2) é um dos gases mais importantes na caracterização da qualidade de um corpo hídrico, sendo essencial para a maioria dos organismos aquáticos. As principais fontes de oxigênio dissolvido (OD) na água são a fotossíntese e a reaeração. O consumo de OD ocorre através da oxidação de íons metálicos, da perda para a atmosfera, da respiração de organismos aquáticos e da decomposição da matéria orgânica (ESTEVES, 1998).

O monitoramento de OD indica indiretamente a taxa de fotossíntese ou a produção primária, determinada através da mensuração das mudanças na concentração de oxigênio dissolvido (OD) ao longo o dia (ODUM, 1956). Para o suporte da diversidade da vida aquática, é necessária a presença de um teor mínimo de OD na água, pois baixas concentrações de OD podem causar mortandade, problemas na reprodução e problemas de crescimento nos organismos. Esse índice envolve uma interação complexa entre química, bioquímica, ambiente e transporte de massa e é regido por três processos: fotossíntese, respiração e reaeração (GONZÁLEZ et al., 2014).

A fotossíntese é realizada por organismos autotróficos, que através da reação entre gás carbônico, água e energia luminosa conseguem sintetizar matéria orgânica e liberar oxigênio para o meio. A reação inversa é realizada por organismos heterotróficos, que consomem oxigênio para utilizá-lo nos processos metabólicos, a esse processo chamamos de respiração. Normalmente, o processo da fotossíntese é superior à respiração, permitindo um superávit de oxigênio nos corpos hídricos (VON SPERLING, 2014).

O fenômeno da reaeração refere-se à transferência de parcela da massa de oxigênio do ar para a água e ocorre quando a água se encontra com baixa concentração de OD e o ambiente externo saturado de OD. Em corpos hídricos impactados, o OD do meio é fornecido quase exclusivamente por reaeração, tornando o fenômeno fundamental para a recuperação do fluxo ecossistêmico (GONZÁLEZ et al., 2014).

3.5.5. Turbidez e sólido suspenso total

A turbidez indica a resistência da água à passagem de luz e está relacionada à presença de material particulado suspenso. O material particulado provém de partículas

de rocha e microrganismos, além de despejos domésticos e industriais e processos erosivos. Essa variável é importante na caracterização de água bruta e tratada para abastecimento público (VON SPERLING, 2014).

A elevada superfície de contato dos sólidos suspensos relaciona-se com processos de adsorção e desorção de substâncias químicas e suas características ligadas ao processo de produção de sedimentos (MOREIRA, 2009). Além disso, os sólidos em suspensão podem ser classificados em orgânico e inorgânico, sendo a parcela orgânica representada por bactérias e algas e a inorgânica por areia, silte e argila (CETESB, 2015).

Valores elevados de turbidez podem diminuir a taxa de fotossíntese e prejudicar a biota aquática quando relacionado a sólidos suspensos constituídos por substâncias potencialmente tóxicas (BRAGA et al., 2003).

3.5.6. Substâncias potencialmente tóxicas

Uma substância é considerada tóxica quando sua presença possui capacidade de causar efeito nocivo à saúde humana e aos organismos presentes na água. Sua toxicidade está associada às reações físico-químicas que podem afetar as estruturas biológicas dos seres vivos. As concentrações destas substâncias vêm aumentando graças à entrada de fertilizantes, pesticidas, queima de biomassa, emissões veiculares, emissões de resíduos urbanos e industriais, entre outros processos ocorridos dentro dos limites da bacia hidrográfica (LEMES, 2001).

Cada corpo hídrico possui uma composição natural de metais, elementos orgânicos, elementos inorgânicos e faixas de pH que são reflexo das características do meio que o circundam, como base rochosa, solo, cobertura vegetal e clima (distribuição de chuvas, variação de temperatura e ventos). Muitos dos elementos tóxicos são essenciais à manutenção da vida e são encontrados na natureza em faixas de parte por milhão ou parte por bilhão, concentrações necessárias para o ciclo vital (LEMES, 2001).

Segundo a CETESB (2015), estão entre os elementos encontrados nas águas superficiais, os íons magnésio, sódio, potássio, cloreto, sulfato, nitrato e cálcio. Outros elementos encontrados em concentrações menores em ambientes aquáticos são: cobre, zinco, níquel, cromo, cádmio, mercúrio, manganês, chumbo, esses considerados como potencialmente tóxicos. Além de reações imediatas, como alergias cutâneas e problemas

respiratórios, os elementos potencialmente tóxicos podem reagir e adquirir propriedades bioacumulativas e de biomagnificação na cadeia alimentar, causando distúrbios nos processos metabólicos dos seres vivos. Os efeitos da poluição podem permanecer após a emissão ser cessada graças ao efeito da persistência (TAVARES e CARVALHO, 1992).

Os limites máximos permissíveis para os elementos potencialmente tóxicos, estabelecidos por diferentes instituições governamentais, são geralmente similares entre os padrões de potabilidade e padrões de qualidade da água para rios Classe I a III. Uma exceção é o cobre, cujo limite na Resolução CONAMA n°357/2005 é significativamente inferior que os estabelecidos para os padrões de qualidade da água nacional e internacional (Tabela 1).

Tabela 1 - Comparação dos valores máximos permissíveis estabelecidos por diferentes Instituições governamentais

ELEMENTOS INORGÂNICOS QUE AFETAM A SAÚDE							
Concentração Máxima Permissível (mg L ⁻¹)							
Elemento potencialmente tóxico	Padrão de Potabilidade				Padrão de qualidade Ambiental		
	Portaria n°36/90-MS	Portaria n°2914/2011-MS	D. Estadual/ SP. N° 12.486/78	WHO*	EPA **	CONAMA n° 357/05 Classe I/II	CONAMA n° 357/05 Classe III
Ag	0,050	-	-	-	0,050	0,010	0,050
Al	0,200	0,200	-	0,200	-	0,100	0,200
Ba	1,000	0,700	1,000	-	1,000	0,700	1,000
Cd	0,005	0,005	0,010	0,005	0,010	0,001	0,010
Cr (total)	0,050	0,050	-	0,050	0,050	0,050	0,050
Cu	1,000	2,000	1,000	1,000	1,000	0,009	0,013
Fe	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	0,300	5,000
Mn	0,100	0,100	0,050	0,100	0,050	0,100	0,500
Ni	-	0,070	-	-	-	0,025	0,025
Pb	0,050	0,010	0,050	0,050	0,050	0,010	0,033
Zn	5,000	5,000	5,000	5,000	-	0,180	5,000
F⁻	0,6-1,7	1,500	1,000	1,500	4,000	0,300	1,400
Cl	250	250	250	250	250	250	250

** EPA – Environmental Protection Agency (EUA) – Critério de Qualidade de Água

*WHO - World Health Organization (ONU) – Guia para Água Potável

Portaria n°36/90 (Diário Oficial da União/Ministério da Saúde / Decreto Estadual 12.342/78, Código Sanitário).

Portaria n°2.914/2011 (Diário Oficial da União/Ministério da Saúde em 12 de dezembro de 2011)

3.5.7. Fósforo e Nitrogênio

O fósforo e nitrogênio são macronutrientes que compõem a estrutura celular dos organismos e estão intrinsecamente ligados à produtividade dos mesmos. A entrada de nutrientes nos corpos hídricos pode provir de fontes minerais naturais, decomposição biológica, escoamento superficial e efluentes domésticos e industriais (UNEP, 2008). A avaliação da presença de nutrientes na água deve ser acompanhada de análises da

presença de matéria orgânica, uma vez que essas variáveis estão intrinsecamente relacionadas (REZENDE, 2011).

O fósforo está presente na água como fosfato, podendo ser classificado em orgânico e inorgânico. Sua presença é mensurada como fósforo total, fosfato total dissolvido e ortofosfato (UNEP, 2008). O ortofosfato (PO_4^{3-} - inorgânico) é biologicamente disponível para os produtores primários e fator limitante no aumento da biomassa desses organismos (VON SPERLING, 2014). Os processos de sedimentação e adsorção envolvendo esse elemento variam de acordo com as características de oxido-redução da água e do sedimento e das condições aeróbicas do meio.

O nitrogênio está presente em diferentes formas orgânicas e inorgânicas e sua presença é mensurada como amônia (livre NH_3 e ionizada NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e nitrogênio total Kjeldhal (nitrogênio orgânico somado a amônia) (UNEP, 2008). Dentre a importância do estudo da presença de nitrogênio na água pode-se citar (VON SPERLING, 2014):

- elevadas concentrações de nitrato podem estar associadas às doenças em bebês (síndrome do bebê azul) e adultos;
- no processo de conversão da amônia em nitrito e deste a nitrato há consumo de oxigênio dissolvido no meio, o que pode afetar sua disponibilidade para os organismos aquáticos;
- a determinação da forma predominante do nitrogênio fornece informações sobre o grau de poluição do corpo hídrico, sendo a presença de nitrogênio na forma orgânica ou de amônia associado à poluição recente e a presença de nitrato associada à poluição longínqua.

O aporte excessivo desses nutrientes pode aumentar significativamente a produção primária e levar o corpo hídrico à eutrofização. O efeito da eutrofização nos ecossistemas aquáticos está associado principalmente à diminuição da biodiversidade, aumento da turbidez, elevação da taxa de sedimentação, podendo desenvolver regiões com condições anóxicas e estimular a floração de cianobactérias, que são potencialmente tóxicas (LAMPARELLI, 2004).

O uso da água eutrofizada, além de dificultar o tratamento para abastecimento público, pode impossibilitar a navegação e espécies comercializáveis podem ter sua

população diminuída significativamente (NAUMANN², 1929 *apud* LAMPARELLI, 2004). Dentre outros efeitos negativos que acompanham a eutrofização podem-se citar o aumento da temperatura da água e a diminuição do fluxo de água devido ao sedimento acumulado (BUNN; DAVIES; MOSISCH, 1999).

No Brasil, a eutrofização é intensificada pela falta de coleta e tratamento de esgoto e, como consequência, cada vez mais se investe para o tratamento de água. Para monitorar a ocorrência deste fenômeno, a rede de monitoramento das águas da CETESB passou a utilizar o índice do estado trófico (IET) em seus relatórios. Na pesquisa realizada pela CETESB para o Estado de São Paulo, 82% dos 241 pontos de amostragem apresentaram gosto e odor relacionados com algas (CETESB, 2015).

A classificação proposta pela OECD³ (1982) *apud* Lamparelli (2004) divide os corpos hídricos em cinco níveis tróficos (Tabela 2), indo de ultraoligotrófico, menos impactado, a hipereutrófico, mais impactado. Os parâmetros para essa classificação são: concentração de fósforo total (PT), concentração de clorofila-a e transparência, estimada com o disco de Secchi. Os estados tróficos ultraoligotrófico, oligotrófico e mesotrófico são caracterizados por corpos de água limpos, de baixa à média produtividade, cujas implicações nos usos múltiplos da água são nulas ou em níveis aceitáveis. Os demais estados tróficos são caracterizados por corpos de água com alta produtividade, baixa transparência e pelo comprometimento da qualidade da água para seus diferentes usos.

Segundo Lamparelli (2004), o IET foi desenvolvido para reservatórios e pode falhar ao retratar a situação de trofia em ambientes lênticos. Em alguns casos, os IETs obtidos para PT, clorofila-a e disco de Secchi resultam diferentes em um mesmo corpo hídrico.

² NAUMANN, E. (1929) Die Zucht des Phytoplanktons, Abderhalden IX,v .2, p. 1424-1434.

³ OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). Eutrofization of monitoring, assessment and control. Paris: OECD, 1982. 154p.

Tabela 2- Limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo a classificação proposta pela OECD³ (1982)

Níveis Tróficos	PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Média anual de Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Máximo anual de Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Média anual de disco de Secchi (m)	Mínimo anual de disco de Secchi (m)
Ultraoligotrófico	$\leq 4,0$	$\leq 1,0$	$\leq 2,5$	$\geq 12,0$	$\geq 6,0$
Oligotrófico	$\leq 10,0$	$\leq 2,5$	$\leq 8,0$	$> 6,0$	$> 3,0$
Mesotrófico	10,0 – 35,0	2,5 – 8,0	8,0 – 25,0	6,0 – 3,0	3,0 - 1,5
Eutrófico	35,0 – 100,0	8,0 - 2,5	25,0 – 75,0	3,0 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	$\geq 100,0$	$\geq 25,0$	$\geq 75,0$	$\leq 1,5$	$\leq 0,7$

PT= média anual da concentração de fósforo total

*clorofila a da água superficial- média geográfica

Fonte: Lamparelli, 2004

A elevação das concentrações de fósforo total pode conduzir ao aumento da biomassa de organismos fitoplanctônicos e macrófitas e, conseqüentemente, ao incremento das médias anuais de clorofila. O aumento nas concentrações de fósforo total e clorofila está diretamente relacionado ao aumento do nível de trofia e a diminuição da transparência da água (Tabela 2).

3.6. Padrões de qualidade da água

Os padrões de qualidade da água estão descritos na Resolução nº357/2005, regulamentada pelo Conselho Nacional Do Meio Ambiente (CONAMA), que dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento. A Resolução CONAMA nº 357/2005 classifica os corpos hídricos entre águas doces, salinas e salobras e os ambientes entre lóticos e lênticos. Foram criadas cinco classes de qualidade de águas doces, indo da classe especial, a mais restritiva, até a classe IV, menos restritiva (Tabela 3). Essa classificação é realizada através de análises quantitativas, parâmetros físicos, químicos e biológicos e análises descritivas, como presença de óleos e graxas, sabor, odor, entre outras (CETESB, 2015).

Os padrões de qualidade da água são uma tentativa de se estabelecerem parâmetros e limites de qualidade de acordo com os usos futuros previstos para o recurso hídrico. Entretanto, essa classificação é válida para todo o território brasileiro e não considera o microclima e características geomorfológicas locais (FONSECA et al., 2014).

A avaliação de qualidade da água é complementada por meio de análises temporais e espaciais. Quando não for possível realizar a análise de algum parâmetro da água, se faz necessário o monitoramento com amostragens de sedimentos e/ou biota aquática. Vale ressaltar que o enquadramento dos corpos hídricos representa uma meta a ser alcançada em longo prazo, e por isso a importância do monitoramento da qualidade, ações de controle de poluição e busca por adequação da qualidade da água (CETESB, 2015).

Tabela 3 - Padrões de qualidade da água para rios de classe I a III

Parâmetro	CONAMA n° 357/05 Classe I	CONAMA n° 357/05 Classe II	CONAMA n° 357/05 Classe III
pH	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0
Turbidez (UNT)	≤ 40	≤ 100	≤ 100
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	> 6,0	> 5,0	> 4,0
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	≤ 500	≤ 500	≤ 500
Fósforo total (ambiente lântico) (mg L ⁻¹)	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,05
Nitrato (mg L ⁻¹)	≤ 10,0	≤ 10,0	≤ 10,0
Nitrito (mg L ⁻¹)	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1,0
Nitrogênio amoniacal total (pH ≤ 7,5) (mg L ⁻¹)	≤ 3,7	≤ 3,7	≤ 13,3
Nitrogênio amoniacal total (pH ≤ 8,0) (mg L ⁻¹)	≤ 2,0	≤ 2,0	≤ 5,6
Nitrogênio amoniacal total (pH ≤ 8,5) (mg L ⁻¹)	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 2,2
Nitrogênio amoniacal total (pH ≥ 8,5) (mg L ⁻¹)	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 1,0

Elaborado pela autora a partir da Resolução CONAMA n° 357/2005

Os limites máximos estabelecidos para os parâmetros de qualidade da água para rios de classe I são mais restritivos, uma vez que os usos previstos para esses rios são nobres, como consumo humano, recreação primária e aquicultura. A faixa de pH, concentração máxima permitida de sólidos dissolvidos totais, nitrato e nitrito não variam dentre as classificações apresentadas (Tabela 3).

3.7.Variáveis do sedimento

O sedimento de fundo de rios é caracterizado como o material não consolidado carregado ao longo do sistema de drenagem devido à interação contínua de processos de erosão e intemperismo, que atuam sobre as rochas ou solos marginais. As características do sedimento dos corpos hídricos refletem a qualidade tanto da coluna d'água quanto da

área que o circunda, uma vez que é composto, além das partículas providas da decomposição do solo e da rocha do local, por detritos que são transportados através da dissolução e arraste até rios e oceanos (LEMES, 2001).

Parte da composição dos sedimentos provém de materiais precipitados através de processos biológicos e químicos, sendo esse material composto por partículas autóctones, originadas no próprio local, e outras alóctones, originadas em outro local e transportadas até o local de deposição (MOZETO; UMBUZEIRO; JARDIM, 2006). A presença de partículas alóctones, em regiões caracterizadas por atividades agropastoris ou urbanização intensa, muitas vezes, é superior às autóctones, enquanto em locais com mata ciliar preservada e afastados de interferências humanas, a presença partículas autóctones será provavelmente superior.

O transporte dos sedimentos depende dos ciclos hidrológico e geomorfológico. O estudo da qualidade do sedimento auxilia no entendimento do funcionamento da distribuição de contaminantes e da evolução dos impactos humanos no sistema fluvial. Entre os tipos de transportes, destacam-se a erosão das margens, o carreamento vertical de partículas e a deposição no fundo (RAUDKIVI, 1990).

Por refletir os processos que ocorrem a montante do ponto de amostragem, os sedimentos vêm sendo utilizados em investigações de poluição ambiental (MOREIRA e BOAVENTURA, 2003). Segundo a CETESB (2015), para que se obtenha a caracterização da qualidade dos sedimentos devem ser analisadas:

- variáveis físicas, como a granulometria (areia, silte e argila) e a umidade;
- variáveis químicas orgânicas e inorgânicas, com destaque para a presença de metais;
- variáveis microbiológicas e toxicológicas.

3.7.1. Granulometria e mineralogia

A granulometria permite caracterizar o sedimento através da obtenção dos tamanhos de partículas e sua porcentagem de ocorrência. Como o sedimento é composto tanto por partículas finas (silte e argila) quanto grossas (areia), os métodos de determinação granulométrica são prescindidos pelo peneiramento das partículas mais grossas seguido de métodos baseados na velocidade de decantação para as partículas

mais finas. Os resultados obtidos nos ensaios são utilizados para construção de um diagrama triangular com classificação textural do solo (Figura 3).

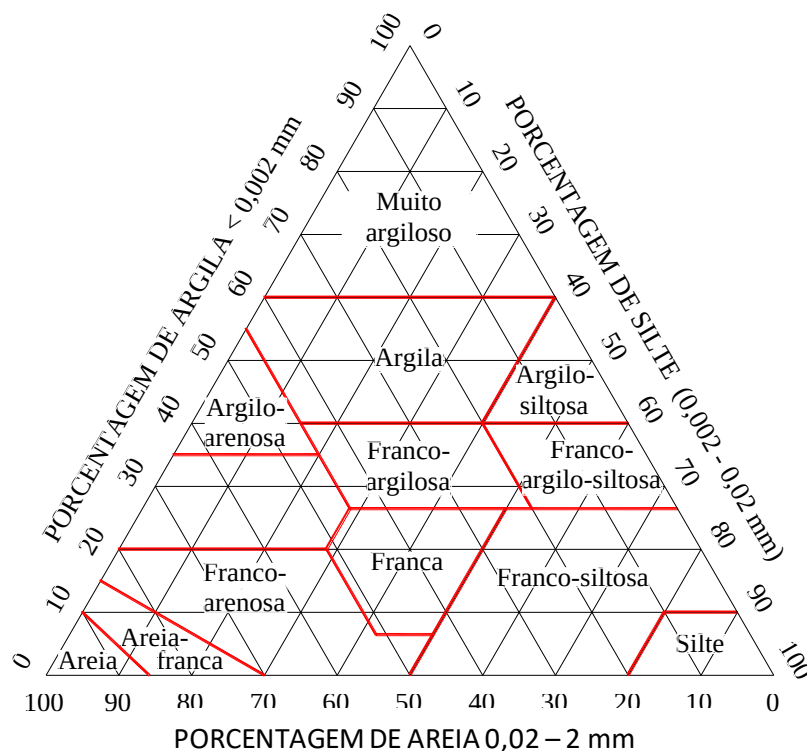


Figura 3 – Diagrama triangular para determinação da textura do solo. Fonte: Adaptado de Camargo et al., 2009

O diagrama triangular classifica o solo em 13 classes texturais, indo de muito argiloso a areia e silte. Para caracterizar a textura do solo deve-se encontrar o ponto de intersecção das concentrações de areia, silte e argila (CAMARGO et al., 2009).

O estudo granulométrico pode ser aplicado como subsídio do conhecimento da partição de contaminantes entre as partículas, a água e a biota (SUGUIO, 1973). A análise mineralógica do sedimento reflete sobre sua composição geoquímica (BUBB e LESTER, 1991) e possível origem dos componentes dos sedimentos.

A mineralogia do solo refere-se à presença de partículas originadas por processos inorgânicos naturais, possuindo composição química definida, propriedades físicas tais como dureza, fratura, peso específico, brilho, microscopia e cor e propriedades morfológicas. Um método rápido e eficiente para determinar as frações de minerais presentes numa amostra é a Difractometria de Raio X (CHIOSSI, 1983).

3.7.2. Presença de matéria orgânica

A matéria orgânica sedimentar (MOS) são macromoléculas insolúveis em água, provenientes de organismos ou geradas por reações envolvendo moléculas orgânicas menores, podendo ter origem alóctones e autóctones (KILLOPS e KILLOPS, 2005). As fontes de matéria orgânica podem ser de origem natural, como a decomposição de animais, folhas e galhos, produção primária e excretas de animais; ou de origem antrópica, como os despejos de efluentes domésticos e industriais, precipitação atmosférica e escoamento superficial (CETESB, 2015).

A matéria orgânica tem alta capacidade de se ligar com metais tanto em suspensão quanto depositados no fundo. Geralmente, a matéria orgânica apresenta alta superfície de contato, sendo sítio ideal para adsorver os elementos. Ademais, foram observadas maiores concentrações de metais em sedimentos em áreas de baixa velocidade, onde há acúmulo de sedimentos finos e partículas orgânicas (ROAHDS e CAHILL⁴, 1999 *apud* PAUL e MEYER, 2001).

Para que o sedimento seja considerado orgânico, seu teor de matéria orgânica deve ser superior a 10% em seu peso seco (100 g kg^{-1}) (NAUMANN⁵, 1930 *In* ESTEVES, 1988).

3.7.3. Teor de umidade

O teor de umidade indica a parcela de água que compõe uma partícula, que pode estar presente superficialmente ou intrinsecamente (NOGUEIRA, 1995). O solo pode ser classificado em:

- Seco: quando a água não é visível e não é sensível ao tato;
- Úmido: quando a água não é visível, porém é sensível ao tato;
- Molhado: quando a água está visível.

⁴ ROAHDS B.L.; CAHILL R.A. Geomorphological assessment of sediment contamination in na urban stream system. 1999

⁵ NAUMANN, F. Einführung in die Bondenkunde der Seen Die Binnengewässer IX, Schweizerbart'sche. Verlag. 1930

3.7.4. Capacidade de troca catiônica e superfície específica

A capacidade de troca catiônica (CTC) representa a capacidade do solo em adsorver cátions. O aumento na capacidade de troca catiônica está relacionado ao tamanho da partícula, sua superfície de contato e presença de matéria orgânica e argilominerais (LEMES, 2001).

O ensaio de adsorção de azul de metileno proporciona uma caracterização do comportamento da fração de finos no solo e permite, a partir da medida da superfície específica do solo, estimar a atividade da fração argilosa (PEJON, 1992).

Os principais colóides responsáveis pela capacidade de troca catiônica em solos tropicais são as argilas minerais, os óxidos de ferro e alumínio, a caulinita e a substâncias húmicas (EMBRAPA, 2010).

3.7.5. Metais

A concentração de metais presente naturalmente no sedimento pode ser chamada de *background*, e refere-se aos metais provenientes da decomposição do solo e rocha locais (concentração sem interferência antrópica). Os valores de *background* podem ser utilizados como referência regional para análise da qualidade de sedimentos amostrados em corpos hídricos que sofrem algum tipo de interferência humana (SALOMONS, 1995).

A concentração, estoque e transporte de metais em rios urbanos são reflexos de sua mobilidade no meio, que varia de acordo com as condições de pH e potencial de oxido-redução, além da presença de matéria orgânica e sais na água (FORSTNER et al., 1986).

Os metais podem estar presentes no meio em forma de complexos inorgânicos dissolvidos, complexos orgânicos dissolvidos, adsorvidos em alguma superfície ou precipitado. A mobilidade dos metais depende das interações químicas predominantes, a hidrólise e a dissolução, por exemplo, tendem a aumentar a solubilidade dos metais, enquanto a precipitação e a adsorção tendem a retardar seu transporte (SALOMONS; FÖRTNER, 1995). A mobilidade elevada de metais está geralmente associada aos fenômenos:

- diminuição do pH, sendo que os metais tendem a se dissolver em valores baixos de pH;

- condições redutoras;
- elevação na concentração de sais inorgânicos, que promovem competição por cátions para reações de adsorção, e;
- introdução de agentes sintéticos no meio, tais como despejos industriais.

As águas de rios e riachos sofrem alterações diárias e de acordo com o período do ano, portanto, mesmo depois que ocorra a precipitação ou adsorção dos metais, os mesmos podem ressuspender à coluna d'água, afetar a biota e alterar a qualidade da água.

A mobilidade dos metais varia de muito baixa a muito alta em função dos valores de oxidorredução (Eh) e pH (Tabela 4). O comportamento dos metais varia de maneira heterogênea, o zinco (Zn), por exemplo, possui baixa mobilidade em ambientes reduzidos e básicos enquanto o magnésio (Mg) possui alta mobilidade tanto em ambientes básico/ácido quanto em ambientes oxidados/reduzidos.

Tabela 4 - Mobilidade relativa dos elementos em solos e sedimentos em função do Eh e pH

Mobilidade relativa	Reações envolvendo elétrons		Reações envolvendo prótons	
	Redução	Oxidação	Neutro/básico	Ácido
Muito baixa	Al, Cr, S, Hg, Cu, Cd, Pb	Al, Cr, Fe, Mn	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Si
Baixa	Si, K, P, Ni, Zn, Co, Fe	Si, K, P, Pb	Si, K, P, Pb, Fe, Zn, Cd	K, Fe(III)
Média	Mn	Co, Ni, Hg, Cu, Zn, Cd	Mn	Al, Pb, Cu, Cr(V)
Alta	Ca, Na, Mg, Sr	Ca, Na, Mg, Sr	Ca, Na, Mg, Sr	Ca, Na, Mg, Sr, Zn, Cd, Hg, Ni
Muito alta	Cl, I, Br	Cl, I, Br, S	Cl, I, Br,	Cl, I, Br

Fonte: Adaptado de FORSTNER et al., 1986

A presença de metais em corpos hídricos acima das concentrações naturais representa risco à saúde humana (Tabela 5). Os metais podem ser ingeridos diretamente pelo consumo da água ou indiretamente, quando presentes em frutas e hortaliças e em animais aquáticos, que podem vir a acumulá-los durante a vida.

Tabela 5 - Fontes de contaminação de metais e risco à saúde humana

Metal	Fontes antrópicas de contaminação	Efeitos colaterais em humanos	Observação
Alumínio (Al)¹	Despejos industriais e efluentes de ETAs (quando utilizado em concentrações inadequadas como coagulante - sulfato de alumínio)	Encefalopatia	Altamente reativo, sendo encontrado combinado com oxigênio, flúor e sílica
Cádmio (Cd)²	Deposição irregular de resíduos de mineração, fertilizantes, queima de combustível fóssil e resíduos de incineração	Irritações no estômago, vômito, disenteria, e em altas concentrações, a morte	Comumente encontrado na crosta terrestre associados ao zinco, chumbo e cobre, na água, é encontrado em sua forma ionizada ou complexado com outras substâncias orgânicas e inorgânicas
Chumbo (Pb)³	Deposição irregular de pilhas e baterias, atividades de mineração, despejos industriais, escoamento superficial e pesticidas	Câncer, má formação do feto e problemas no sistema nervoso	Pode ser transportado pelo ar por longas distâncias e ser depositados nas águas superficiais a partir de eventos chuvosos,
Cobre (Cu)⁴	Pesticidas, fertilizantes, despejos industriais e deposição irregular de resíduos sólidos, tais como tubulações, moedas, utensílios de cozinha e componente em pesticidas	Em excesso pode ser acumulado nos núcleos celulares e danificar a estrutura do DNA	Metal de transição, que pode ser encontrado em sua forma monovalente e bivalente, quando dissolvido apresenta coloração azul-esverdeada e proporcionar gosto à água
Cromo (Cr)⁵	Descargas industriais e atividades de curtimento de couro	Cr (VI) é um potente agente mutagênico e cancerígeno	Cr (III), forma estável do metal, é essencial para o metabolismo de carboidratos em humanos
Ferro (Fe)⁶	Despejos industriais e efluentes de ETAs (quando utilizado em concentrações inadequadas)	Dores de estômago, problemas genéticos e em altas concentrações morte (200 – 250 mg/kg do peso)	Elemento essencial na nutrição humana, sendo necessário o consumo diário de 10 a 50 mg.
Níquel (Ni)⁷	Despejos industriais, deposição irregular de baterias, poluição atmosférica	Reações alérgicas, aumento da quantidade de hemoglobinas no sangue e de proteína na urina	Tem muita afinidade por partículas que contem ferro ou manganês
Zinco (Zn)^{8,9}	Mineração, despejos industriais (utilizado para proteger o aço contra erosão, catalizador e na fabricação de plásticos, pigmentos, lubrificantes), pesticidas.	Dores de estômago, náusea, anemia, aumento do colesterol HDL e problemas no pâncreas	Facilmente solubilizado quando em contato com a água, possui afinidade com argilominerais e matéria orgânica

(1) ATSDR, 2012, (2) ATSDR, 2008, (3) ATSDR, 2005, (4) WHO, 2004, (5) MERTZ, 1974, (6) WHO, 1996, (7) ATSDR, 2005, (8) KABATA, 2011, (9) ATSDR, 2005

A presença e concentração de metais no solo e sedimento podem ser determinadas através da absorção atômica. A análise quantitativa de elementos químicos é realizada com o auxílio de um espectrofotômetro.

3.8.Valores-guia de qualidade de sedimento com relação à presença de elementos potencialmente tóxicos

A concentração de metais e elementos químicos é considerada a resultante do equilíbrio entre os organismos, a água e a superfície das partículas do sedimento (orgânico e inorgânico). O Ministério do Meio Ambiente do Canadá (CCME) criou dois valores-guia de qualidade de sedimentos (Tabela 6), que são indicadores de ausência de efeito biológico. O menor valor se refere ao nível de efeito limiar - TEL, que representa valores de concentração de elementos químicos, abaixo dos quais, há efeitos adversos pouco prováveis na biota. O maior valor se refere ao nível de efeito provável-PEL, que representa valores, acima dos quais, os efeitos na biota são estaticamente prováveis (CCME, 2001).

Tabela 6–Valores de referência de qualidade de sedimentos (PEL/TEL) para proteção da biota aquática

Qualidade	PEL	TEL	Ano de referência
Cd(µg/g)	3,5	0,6	1997
Pb(µg/g)	91,3	35,0	1998
Cu(µg/g)	197,0	35,7	1998
Cr(µg/g)	90,0	37,3	1998
Ni(µg/g)	n.r	n.r	1987
Zn(µg/g)	315,0	123,0	1998
Al (µg/g)	n.r	n.r	1987
Fe (µg/g)	n.r	n.r	1987

Fonte: *Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001; n.r: não realizada*

Visando à classificação da qualidade dos sedimentos, a CETESB desenvolveu cinco faixas de qualidade, indo de ótima a péssima (Tabela 7). As concentrações dos elementos pertencentes a cada classe foram estabelecidas a partir dos valores de TEL/PEL fixados pelo “*Canadian Council of Ministers of the Environment*”, sendo a qualidade “ÓTIMA” correspondente à concentração inferior a TEL e a qualidade “REGULAR” correspondente à concentração inferior a PEL. Portanto, na classificação

da CETESB, sedimentos classificados como de qualidade “RUIM” ou “PÉSSIMA” podem causar efeitos adversos à biota.

Tabela 7 - Classificação de contaminantes em sedimento de água doce estabelecidos pela CETESB a partir dos limites de PEL/TEL

Qualidade	Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
Cd(µg/g)	<0,6	>0,6 –2,1	> 2,1 - <3,5	3,5 –5,3	>5,3
Pb(µg/g)	<35,0	>35,0 –63,2	>63,2 - <91,3	91,3–137,0	>137,0
Cu(µg/g)	<35,7	>35,7–116,4	>116,4 - <197,0	197,0–295,5	>295,5
Cr(µg/g)	<37,3	>37,3 –63,7	>63,7 - <90,0	90,0–135,0	>135,0
Ni(µg/g)	<18,0	>18,0 –27,0	> 27,0 - <36,0	36,0–54,0	>54,0
Zn(µg/g)	<123,0	>123,0 –219,0	> 219,0 - <315,0	315,0–473,0	>473,0

Fonte: CETESB, 2015.

Os valores PEL/TEL devem ser utilizados como orientadores e recomenda-se que eles não sejam empregados isoladamente, devendo fazer parte de um conjunto de avaliação da qualidade dos sedimentos. Já os valores da CETESB podem ser utilizados para classificar a qualidade do sedimento dentro do território brasileiro. Esses valores devem ser comparados com os valores de *background* do local de estudo, visando uma adequada avaliação da área em questão.

Visando avaliar a qualidade da água e do sedimento através das variáveis físicas e químicas levantadas foram determinadas as metodologias dos ensaios e a análise dos resultados foi realizada.

4. Metodologia

A presente pesquisa integra 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 Nº 88881.068045/2014-01. Esse projeto é fruto 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).

Essa pesquisa foi elaborada a partir de levantamento bibliográfico referente às características ambientais dos municípios de São Carlos e Itirapina, seguido por análises de campo e laboratório de um total de 30 amostras de água e 29 amostras de sedimento

provenientes de seis rios de pequena ordem (riachos). Com isso, buscou-se associar os impactos da ação antrópica sobre a qualidade dos corpos hídricos. As coletas aconteceram bimestralmente entre outubro de 2015 a julho de 2016, de forma a ter uma abrangência temporal das características dos riachos estudados.

4.1.Área de estudo

A área de estudo está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recurso Hídrico -UGRHI 13. Os solos presentes nessa área são provindos da Formação Bauru, Grupo São Bento, Formação Itaqueri (formações Botucatu, Serra Geral e Pirambóia), depósitos das Serras de São Carlos e Santana e depósitos aluvionares (IPT, 2000 *apud* CPTI, 2008). A seguir informações específicas dos municípios São Carlos e Itirapina.

4.1.1. São Carlos

O município de São Carlos está localizado no interior do estado de São Paulo, distando aproximadamente 230 km da capital São Paulo, a uma altitude média de 860 m em relação ao nível do mar. Com área total de 1.136,91 km² e população de 233.249 habitantes (SEADE, 2016), o município possui taxa de urbanização de 96%. Segundo a mesma pesquisa, a porcentagem de domicílios particulares urbanos atendidos por serviço regular de coleta de lixo é de 99,9% enquanto os índices de abastecimento de água e de esgotamento sanitário (resíduo domiciliar ou pluvial) são 99,66% e 99,43% respectivamente.

Os pontos de amostragem se encontram dentro dos limites da Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho. A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho integra a Bacia Hidrográfica do Jacaré-Guaçu, um dos principais afluentes do Rio Tiete. A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho é formada por 15 sub-bacias (Figura 4).

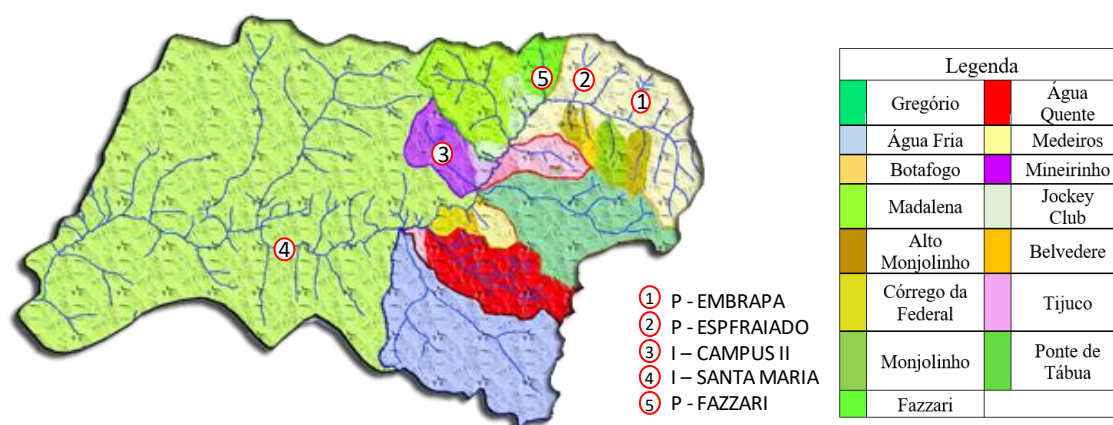


Figura 4 - Bacia do Rio Monjolinho, suas respectivas sub-bacias e localização aproximada dos pontos de amostragem preservados (P) e impactados (I). Fonte: CDCC *apud* Aprender/UFSCAR (site)

O clima da Bacia do rio Monjolinho é majoritariamente homogêneo, havendo maior frequência de precipitações no verão, ficando entre as classificações Clima Tropical Úmido (Aw) e Clima Subtropical Úmido (Cwa). O uso e ocupação do solo dentro dos limites da bacia foram caracterizados por Message (2014) conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Uso e ocupação do solo da Bacia do rio Monjolinho

Uso e ocupação	Área ocupada (%)
Área residencial	37
Espaço aberto	17
Agricultura	16
Mata*	11
Pecuária	10
Área comercial	7
Área industrial	2

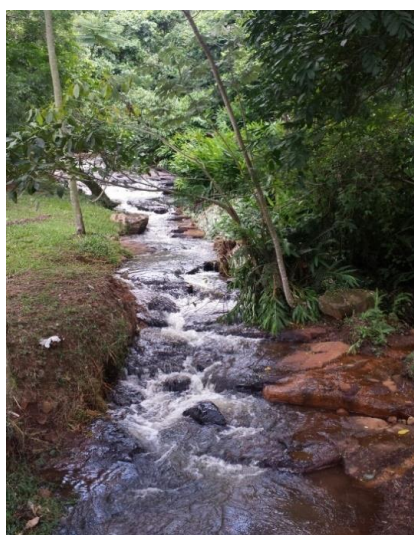
*os remanescentes florestais dizem respeito a florestas mesolíticas semidecíduas, Cerrado, cerradão, brejos, pântanos e matas ciliares (Centro de Divulgação Científica e Cultural – CDCC). A soma dos fragmentos de Cerrados resulta em uma área de 365 hectares em todo o município (DURIGAN, SIQUEIRA, FRANCO, 2007)

A partir de um levantamento dos riachos do município de São Carlos, foi realizado uma triagem levando-se em consideração a distribuição espacial dos mesmos e a facilidade de acesso. Foram realizadas visitas aos possíveis pontos de coleta, nas quais foram observadas as condições de preservação das margens e da mata ciliar, as ocupações que circundavam o corpo hídrico e a presença de tubulações com entrada de efluentes.

Optou-se por trabalhar com cinco riachos, que através das características de preservação e ocupação do solo foram divididos em impactados (I) e preservados (P) (Tabela 9). As fotografias dos locais de coleta mostram a preservação da mata ciliar e das margens (Figura 5).

Tabela 9 - Coordenadas referentes aos locais de coleta de amostra

Córrego	Coordenadas geográficas
I - Santa Maria	22°02'41.34"S - 47°58'30.87"O
I - Campus II	22°00'12.78"S - 47°55'40.82"O
P-Fazzari	21°58'80.02"S - 47°53'80.30"O
P- EMBRAPA	21°58'00.73"S - 47°50'33.73"O
P-Espraiado	21°58'46.75"S - 47°52'23.11"O



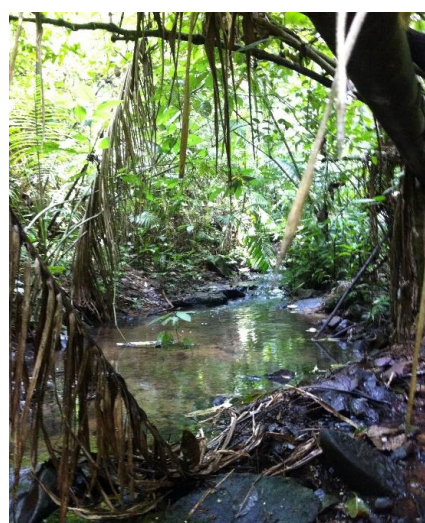
I-Santa Maria



I-Campus II



P-Fazzari



P-EMBRAPA



P-Espraiado

Figura 5 - Pontos de amostragem

4.1.2. Itirapina

O município de Itirapina está localizado no interior do estado de São Paulo, distante aproximadamente 226km da capital São Paulo, a uma altitude média de 770 m em relação ao nível do mar (Diagnóstico do Plano Diretor de Saneamento Básico do Município de Itirapina, 2015). Segundo censo IBGE (2010), sua área total é de 564,60 km² e sua população estimada para 2015 de 17.160 habitantes. O sistema de abastecimento de água abrange 100% da cidade enquanto o sistema de esgotamento sanitário atende 54% da população urbana.

Segundo o sistema de classificação de Köppen ⁶(1948), Itirapina possui clima do tipo Cwa, com inverno seco e verão chuvoso, semelhante a São Carlos, com temperatura média anual de 20,8°C (SETZER, 1966). O bioma predominante é o Cerrado, com presença de mata galeria em regiões com solos mais úmidos. O município se encontra na Bacia da Represa do Lobo, originada pela captação artificial dos Ribeirões do Lobo e Itaqueri, dentre outros córregos (GRUPO DE HIDROLOGIA FÍSICA- SHS/EESC/USP, 2003). Dentre os usos múltiplos da água represada, destaca-se o uso recreacional, reservatório da Usina Hidrelétrica do Lobo e sede do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) da Escola de Engenharia de São Carlos (USP).

⁶ KOPPEN, W. **Climatologia:** con um estudio de los climas de la tierra, México: Fondo de Cultura Economica, 1948. 478 p.

O ponto de amostragem do córrego Broa se encontra dentro de sub-bacia do mesmo nome, integrando a Bacia Hidrográfica do Jacaré-Guaçu, assim como os pontos de amostragem de São Carlos (Figuras 6 e 7). O riacho avaliado em Itirapina, classificado como preservado, está sob as coordenadas 22°11'40.93"S - 47°53'55.78"O.

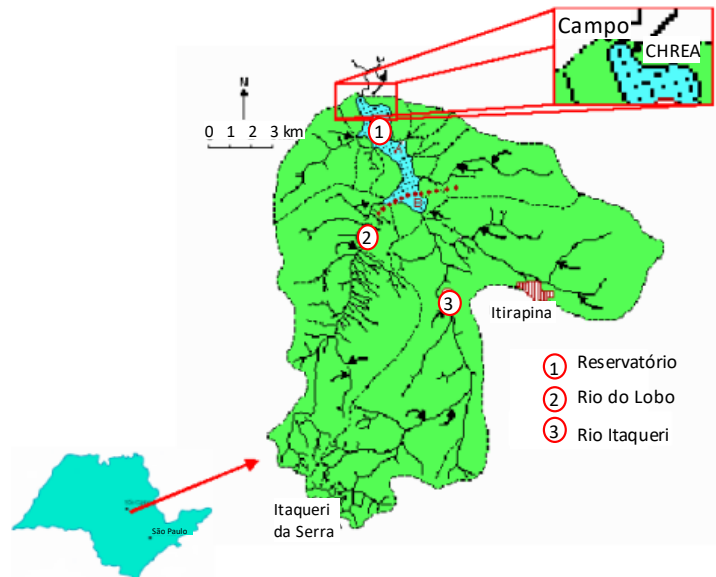


Figura 6- Bacia da Represa do Lobo com ênfase ao local próximo ao ponto de amostragem. Fonte: Cunha (2003)
apud Grupo de Hidrologia Física – SHS/EESC/USP (2003)



Figura 7 – Ponto de amostragem no córrego P-BROA

4.2. Variáveis climatológicas, hidrológicas e da mata ciliar

Os dados climatológicos foram adquiridos no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), que possui dados referentes à temperatura e precipitação aferidos na Estação Meteorológica Automática, código A711, localizada na latitude -21,98 e longitude -47,88, município de São Carlos.

A estimativa da cobertura da mata ciliar foi realizada através do densiômetro esférico côncavo e metodologia descrita por Lemmon (1956,1957), que consiste na média de quatro leituras, realizadas nas direções norte, sul, leste e oeste. A cada leitura são contabilizadas a quantidade de quadrantes que refletem a luminosidade e a quantidade de quadrantes que refletem a cobertura dossel.

A estimativa da vazão foi realizada pelo Método do Soluto Conservativo (Método do Traçador), baseado na dinâmica do soluto no corpo hídrico (WEBSTER; VALETT, 2006). O traçador utilizado foi o cloreto de sódio e a leitura da condutividade elétrica foi realizada com a sonda multiparâmetros Hanna – 9829 a cada 30 segundos.

O cálculo da vazão foi realizado através da equação:

$$Q = \frac{(C_R - C_B) * Q_R}{C_P - C_B}$$

Onde,

Q: vazão média do riacho;

Q_R: vazão de lançamento;

C_R: concentração de soluto acrescentada;

C_B: concentração inicial de soluto (*background*);

C_P: concentração de soluto no Plateau.

O cálculo da velocidade foi realizado através da equação:

$$V = \frac{D}{\Delta T}$$

Onde,

V: velocidade média do escoamento;

D: distância percorrida pelo traçador;

ΔT: intervalo de tempo para atingir o pico.

4.3. Amostragem da água

As amostras de água foram analisadas com sonda em campo (*in situ*) e coletadas em galões de polietileno para análise posterior com réplica no Laboratório de Biotoxicologia em Águas Continentais e Efluentes (BIOTACE).

4.3.1. Parâmetros físico-químicos

As variáveis físico-químicas da água (pH, oxigênio dissolvido – mg L^{-1} , condutividade elétrica - $\mu\text{S cm}^{-2}$ e temperatura - $^{\circ}\text{C}$) foram aferidas diretamente em campo através da sonda multi-paramétrica calibrada da marca Hanna, modelo HI 9829 pelo Método Potenciométrico.

Os sólidos suspensos totais (orgânicos e inorgânicos – mg L^{-1}) foram quantificados por gravimetria e combustão através do método APHA (2012).

O Índice de Estado Trófico foi determinado segundo classificação proposta pela OECD³ (1982), utilizando como parâmetro a concentração de fósforo total.

4.3.2. Nutrientes

Para realização das análises para as variáveis de nutrientes dissolvidos, as amostras coletadas foram filtradas em membranas de fibra de vidro GF/C de $1,2 \mu\text{m}$, Whatman (Tabela 10).

O Índice de Estado Trófico (IET) foi determinado segundo classificação da OECD³ (1982) para a variável fósforo total.

Tabela 10 - Metodologia e equipamentos utilizados para determinação dos nutrientes

Parâmetro	Metodologia	Equipamento
Carbono Total * (mg L ⁻¹)	APHA (2012)	TOC Shimadzu®
Fósforo Total ** (µg L ⁻¹)	4.500 P.E. de APHA (2012)	EspectrofotômetroHach ® 4.000 V
Fósforo Dissolvido ** (µg L ⁻¹)	4.500 P.E. de APHA (2012)	EspectrofotômetroHach ® 4.000 V
Ortofosfato (µg L ⁻¹)	4.500 P.E. de APHA (2012)	EspectrofotômetroHach ® 4.000 V
Nitrogênio total Kjeldhal *** (mg L ⁻¹)	4.500 – N _{org} .C de APHA (2012)	EspectrofotômetroHach ® 4.000 V
Nitrato (mg L ⁻¹)	4.500 – NO ₃ .B de APHA (2012)	EspectrofotômetroHach ® 4.000 V

* Envolve etapa de combustão **Envolve etapa de digestão *** Envolve etapa de digestão, destilação e titulação

4.4.Amostragem do sedimento

As amostras de sedimentos foram coletadas manualmente e armazenadas em sacos plásticos. Optou-se por sacos plásticos ao invés de potes plásticos, pois esses puderam ser hermeticamente fechados e permitiram uma transferência mais eficaz do conteúdo para o recipiente de secagem da amostra (MOZETO; UMBUZEIRO; JARDIM, 2006). As amostras foram secas naturalmente, homogeneizadas e quarteadas antes da realização dos ensaios.

Os ensaios foram desenvolvidos nos Laboratório de Geotecnia Ambiental e Laboratório de Mecânica dos Solos (EESC/USP), seguindo as normas requeridas.

4.4.1. Variáveis químicas

Os parâmetros pH, Eh e condutividade elétrica foram determinadas segundo metodologias descritas no Manual de Métodos de Análise de Solo da EMBRAPA (2011).

4.4.2. Ensaio de Granulometria

O ensaio granulométrico foi realizado de acordo com as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), NBR 6508/1984 (Massa Específica Real dos Grãos) e NBR 7181/1984 (Análise Granulométrica).

No ensaio de sedimentação utilizou-se o densímetro tipo 87.275 e no ensaio de peneiramento utilizou-se a seguinte sequência de peneiras 10#, 16#, 30#, 50#, 100#, 140#, 200#.

4.4.3. Difratometria de Raios X (DRX)

O preparo da amostra foi realizado conforme recomendações de Guimarães (2007) e o ensaio foi realizado segundo manual de instrução da unidade de raios-X. O equipamento empregado foi da marca Ultima IV, modelo Rigaku Ultima IV. Para essa análise utilizou-se 2theta/theta de 5° a 100°.

4.4.4. Ensaio de Matéria Orgânica

A fração de matéria orgânica foi determinada a partir da metodologia descrita por Goldin (1987).

4.4.5. Ensaio de Determinação do Teor de Umidade

O teor de umidade foi calculado segundo recomendações da norma técnica NBR 6457, de 1986.

4.4.6. Ensaio de Determinação da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e da Superfície Específica (SE)

A preparação das amostras e o ensaio foram realizados de acordo com Pejon (1992). A capacidade de troca catiônica (CTC) foi calculada pela equação descrita por Chen et al. ⁷(1974) *apud* Pejon (1992).

$$CTC \text{ (cmol}_c\text{.100g}^{-1}\text{)} = \frac{V * C * 100}{M}$$

⁷ CHEN, T.J., SANTOS, P.S, FERREIRA, H.C., ZANDONADI, A.R., CALIL, S.F., CAMPOS, L.V. Determinação da Capacidade de Troca Cátions e da Área Específica de algumas argilas e caulins cerâmicos brasileiros pelo azul de metileno e sua correlação com algumas propriedades tecnológicas. Cerâmica, v.20, n. 79, 1974.

Onde,

V: volume da solução de azul de metileno consumida (mL);

C: concentração da solução de azul de metileno (normalidade);

M: massa de sedimento seco (g).

A superfície específica (SE) foi determinada segundo a equação descrita por Pejon (1992).

$$SE \text{ (m}^2 \cdot \text{g}^{-1}\text{)} = \frac{V * 3,67}{M}$$

Onde,

V: volume de azul de metileno consumido (mL);

M: massa do solo seco (g).

4.4.7. Absorção Atômica

As concentrações de chumbo (Pb), zinco (Zn), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), ferro (Fe) e alumínio (Al) foram analisadas através do Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Sequência Rápida Varian, modelo 240FS.

4.5. Análise estatística

Os dados foram tratados conforme a ANOVA (Análise de Variância) com nível de confiança de 95% ($p < 0,05$), por meio do *software* Statistica 7®, para verificar se a sazonalidade dos períodos de coleta e a diferença espacial entre os riachos estudados foram relevantes do ponto de vista estatístico para as variáveis de água e sedimento estudadas. Além disso, a aplicação da Matriz de Correlação foi utilizada para analisar o grau de relacionamento entre as variáveis através do coeficiente de Spearman. Quanto mais próximo os valores do coeficiente forem, em módulo, de 1 (um), maior o grau de correlação entre as variáveis.

5. Resultados e Discussão

5.1. Variáveis climatológicas, hidrológicas e da mata ciliar

5.1.1. Variáveis climatológicas

A precipitação total mensal para os meses de novembro de 2015, janeiro e maio de 2016 foi acima da média histórica mensal, o que provavelmente interferiu nos resultados obtidos nas coletas de dezembro de 2015 e junho de 2016. Ao se analisarem os dados de 1986 a 2016, os meses mais chuvosos na área foram janeiro, dezembro e fevereiro e os meses menos chuvosos, junho, julho e agosto (Figura 8). Durante o período de coletas, os meses mais chuvosos foram novembro de 2015, janeiro e fevereiro de 2016. As lâminas mensais precipitadas nos meses de coleta foram: 44,5 mm, 156,7 mm, 160,3 mm, 10,4 mm e 101,7 mm para outubro de 2015, dezembro de 2015, fevereiro de 2016, abril de 2016 e junho de 2016, respectivamente (Figura 9). Vale ressaltar que, precipitações acima de 2 mm podem produzir o fenômeno de escoamento superficial (TOMAZ, 2009).

A temperatura média mensal do ar durante o período da pesquisa mostrou-se superior à média histórica mensal, variando de 22,9 °C em abril de 2016 a 24,9 °C em janeiro de 2016, enquanto a temperatura média da série histórica dos últimos 30 anos variou de 17,1 °C a 23,0 °C.

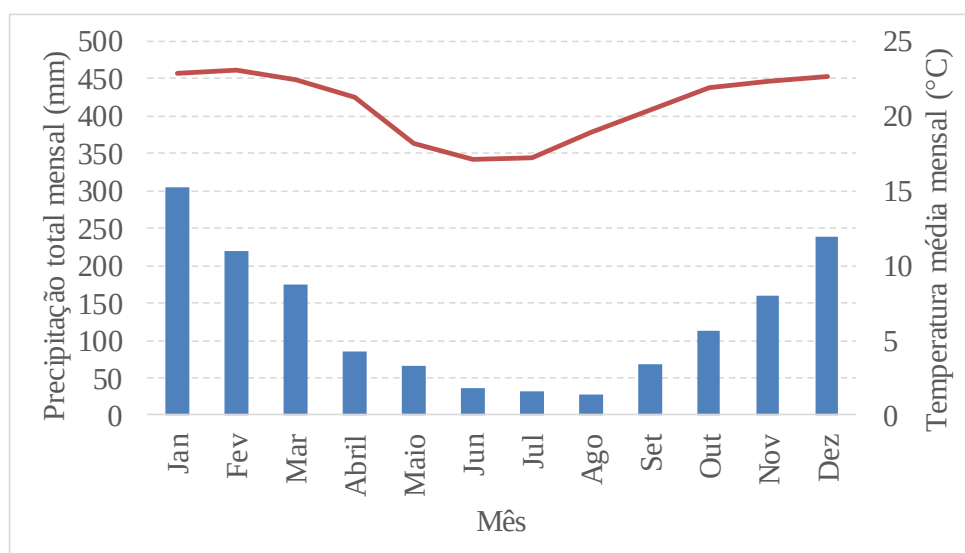


Figura 8– Precipitação total mensal (mm) e temperatura média (°C) na Estação Meteorológica de São Carlos: média histórica mensal de 1986 a 2016

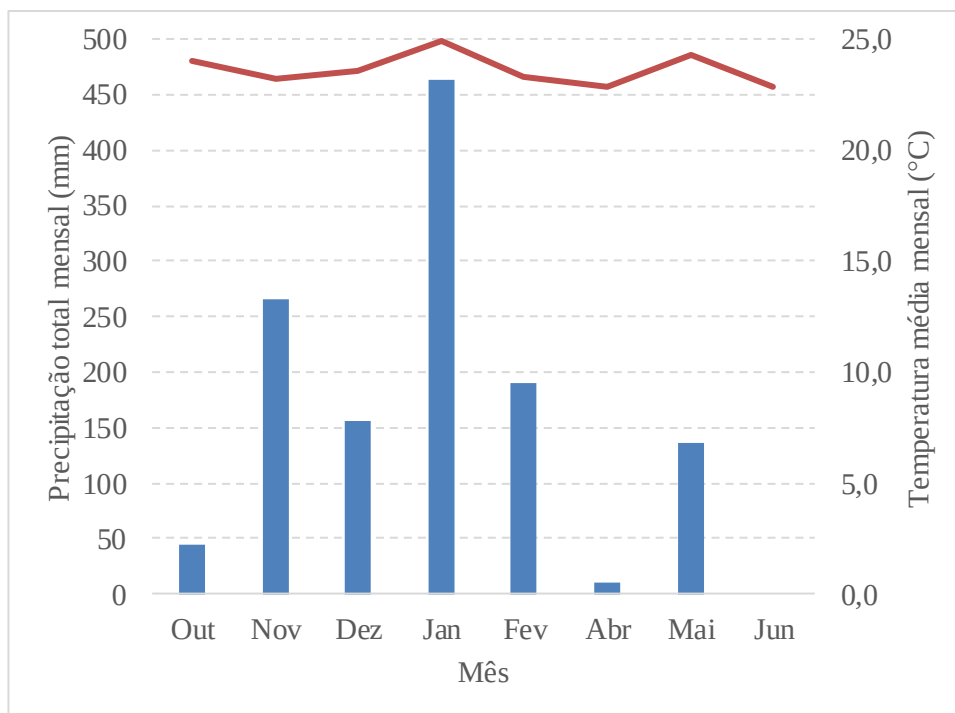


Figura 9– Precipitação total mensal (mm) e temperatura média (°C) na Estação Meteorológica de São Carlos de outubro de 2015 a junho de 2016

5.1.2. Variáveis hidrológicas

As maiores vazões foram observadas nos meses de dezembro de 2015, fevereiro e abril de 2016, coincidindo com os períodos de maior precipitação. Os riachos P- Embrapa, P- Fazzari e I- Campus II apresentaram vazões inferiores a 10 L s^{-1} , seguidos do riacho P-Espraiado (vazões variando de 4 a 15 L s^{-1}) e P-BROA (vazões variando de 8 a 29 L s^{-1}). O riacho I- Santa Maria apresentou vazão significativamente superior aos demais riachos, variando de 29 L s^{-1} em dezembro de 2015 a 92 L s^{-1} em fevereiro de 2016. Os picos de velocidade máxima de escoamento foram observados, com exceção do riacho I-CAMPUS II, entre dezembro de 2015 e fevereiro de 2016 para todos os riachos (Figura 10).

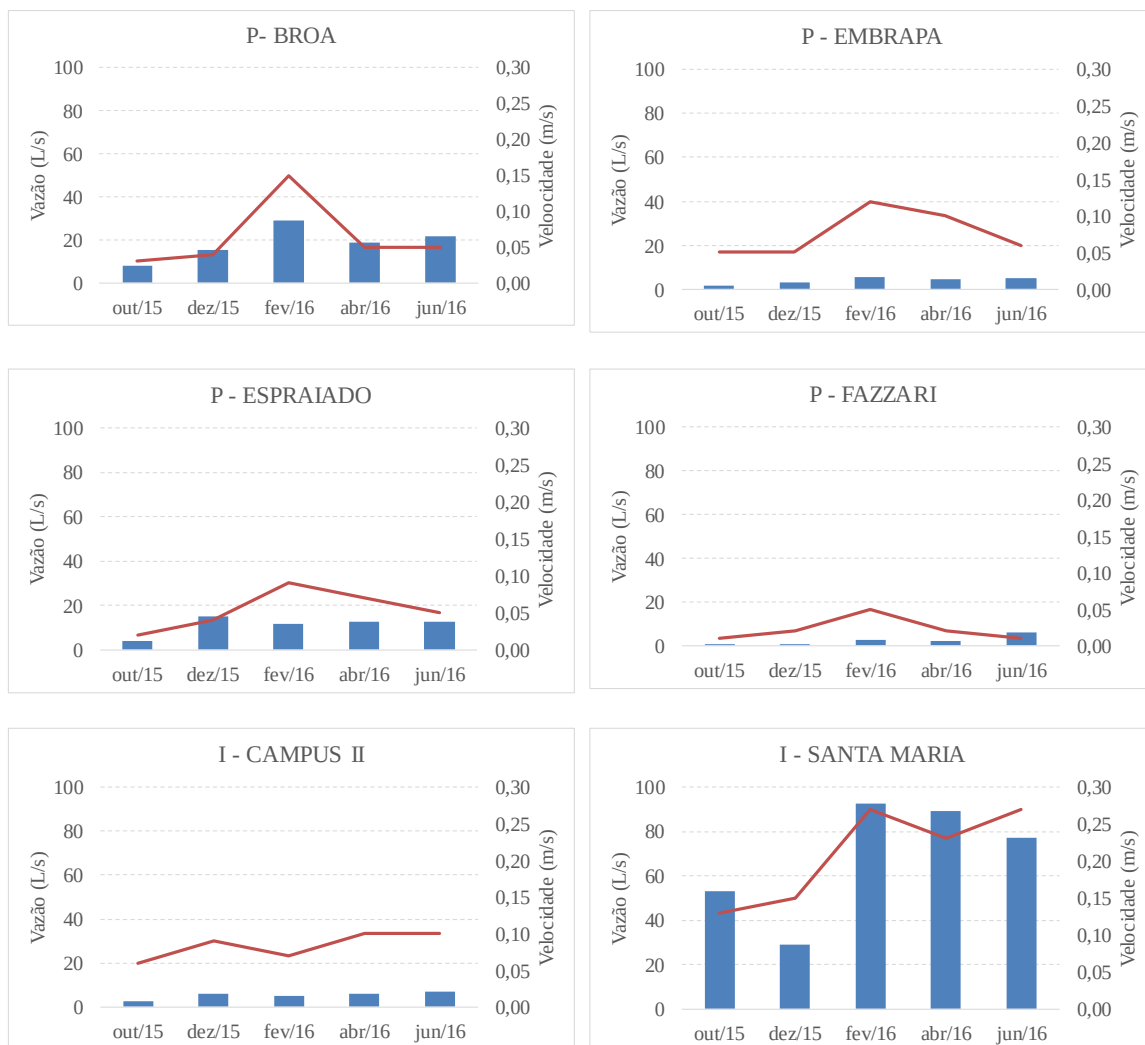


Figura 10 – Vazões ($L s^{-1}$) e velocidades ($m s^{-1}$) nos riachos estudados em diferentes épocas do ano.

5.1.3. Estimativa da cobertura dossel

A porcentagem de área fechada representa indiretamente a cobertura dossel existente e indica as características estruturais e de preservação da mata ciliar. Os riachos que apresentaram maiores porcentagens de área fechada foram os P-Embrapa e P-Fazzari, com porcentagem de sombreamento pela mata ciliar acima de 70 % nos períodos estudados. O riacho I- Santa Maria apresentou o pior cenário, com porcentagem de área fechada inferior a 60 % em outubro e dezembro de 2015 e junho de 2016 (Figura 11). De forma geral, os riachos impactados apresentaram porcentagem de cobertura dossel menores quando comparado aos riachos preservados, relação que também foi observada por Lisboa (2012) para os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande (SC).

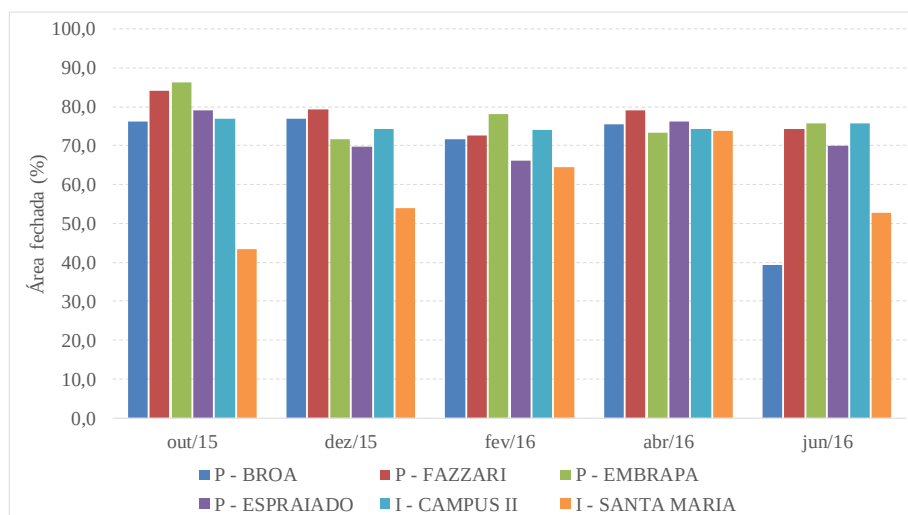


Figura 11 - Distribuição de área fechada (%) na mata ciliar dos riachos estudados em diferentes épocas do ano

5.2. Variáveis da água

5.2.1. Parâmetros físico-químicos

A temperatura da água nos meses de outubro e dezembro de 2015 e fevereiro de 2016 foram superiores aos meses de abril e junho de 2016, em conformidade com a variação da temperatura do ar (Figura 9 e Tabela 11). As menores temperaturas (abaixo de 16°C) foram observadas para o riacho P- Espraiado, enquanto as maiores temperaturas foram observadas nos riachos impactados, o que corrobora com os resultados de Arcova e Cicco (1999) para duas microbacias na região de Cunha (SP). Diferente do observado nessa pesquisa e por Arcova e Cicco (1999), nos estudos de Fonseca et al. (2014) em rios do Cerrado brasileiro e Conceição et al. (2015) na Bacia do Alto Sorocaba (SP), não foi possível definir um padrão entre a diferença da temperatura da água nos ambientes preservados e impactados (Tabela 12). São fatores que podem aumentar a temperatura da água a entrada de despejos de efluentes domésticos e industriais, a transferência de calor por radiação e a condução e convecção (ESPINDOLA et al., 2000), portanto para os riachos estudados, as temperaturas mais elevadas nos ambientes impactados podem ser reflexo da menor porcentagem de cobertura dossel e da entrada clandestina de efluentes.

De forma geral, a condutividade elétrica (CE) se mostrou mais elevada nos riachos impactados, acima de 25 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para as diferentes épocas do ano, indo ao encontro com o apresentado por Fonseca et al. (2014) e Ezaki et al. (2011) (Tabela 12).

A exceção foi o riacho P- Embrapa, onde a faixa de variação dos valores de condutividade elétrica foi similar aos dos riachos impactados. Os valores elevados de CE no riacho I- Campus II podem ser atribuídos às presenças de despejo de efluentes domésticos e resíduos sólidos, conforme levantado por Benini (2015), enquanto no riacho I- Santa Maria, esses valores podem ser reflexo das atividades agrícolas que o circunda e da ocupação urbana de suas margens em alguns trechos (GUERRA-TÃO, 2013). Ressalta-se que, o valor médio da condutividade elétrica do riacho P-Espraiado, de $13,9 \mu\text{S cm}^{-1}$, se encontra significativamente superior ao encontrado por Souza (2011) para o mesmo riacho, de $8,0 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Os riachos P- Espraiado, P- Broa, P- Fazzari apresentaram valores de pH e oxigênio dissolvido (OD) em desconformidade com a Resolução CONAMA 357/2005, que estabeleceu faixa de pH de 6,0 a 9,0 e concentração mínima de OD de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ para rios de Classe II. As menores concentrações de OD foram observadas nos meses de outubro e dezembro de 2015, período de menor vazão. Nos estudos de Fonseca et al. (2014), três dos sete riachos avaliados apresentaram valores de OD em desconformidade com a legislação vigente, sendo dois riachos caracterizados por ambientes impactados. Os resultados obtidos por Conceição et al. (2015) e Silva et al. (2012) para diferentes pontos de coleta localizados em locais preservados e impactados não foram suficientes para indicar os efeitos das atividades humanas nos teores de OD. Para um dos rios houve queda de aproximadamente 50% entre os pontos próximos às nascentes e aqueles com maior influência antrópica, enquanto no outro, as concentrações de OD se mantiveram uniformes (Tabela 12).

Os valores de turbidez obtidos em todos os pontos de amostragem foram relativamente baixos, apresentando apenas três valores acima de $30,0 \text{ uT}$, observados no riacho I- Campus II nos meses de outubro de 2015 ($62,4 \text{ uT}$), fevereiro de 2016 ($161,6 \text{ uT}$) e junho de 2016 ($40,0 \text{ uT}$). A turbidez no mês de fevereiro para este riacho se encontrou acima valor do máximo estabelecido pelo padrão de qualidade da água, de 100 uT para rios Classe II. O padrão encontrado, dos valores de turbidez serem superiores em ambientes impactados quando comparados à ambientes de referência, também foi observado por Fonseca et al. (2014) e Arcova e Cicco (1999) (Tabela 12). De modo geral, os valores de turbidez ficaram próximos aos observados para a bacia

hidrográfica do Alto Jacaré- Guaçu em 1999, que variou de 3 a 100 uT e que apresentou valor médio de 30 uT (RODRIGUÉZ, 2001).

Tabela 11 - Resultados das variáveis físico-químicas nos riachos estudados em diferentes épocas do ano

	Coleta	Temperatura (°C)	pH	Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Turbidez (uT)	Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})
P – BROA	out/15	20,0	n.r	6,0	2,8	4,5
	dez/15	21,4	5,0	5,0	0,9	5,2
	fev/16	22,0	4,5	12,0	0,0	6,2
	abr/16	16,3	4,5	7,0	0,0	6,6
	jun/16	16,0	4,7	8,0	0,0	8,0
P – EMBRAPA	out/15	20,8	n.r	34,0	11,5	5,8
	dez/15	20,5	6,4	32,0	18,9	5,0
	fev/16	21,3	6,4	27,5	11,6	6,4
	abr/16	18,9	6,4	26,0	3,6	5,9
	jun/16	16,8	6,4	27,0	25,1	8,3
P – ESPRAIA DO	out/15	19,2	n.r	23,0	3,5	4,6
	dez/15	20,4	5,7	18,0	13,4	3,8
	fev/16	21,3	n.r	8,2	0,0	6,0
	abr/16	14,7	5,8	9,0	9,5	5,6
	jun/16	15,7	5,4	11,5	6,8	6,9
P – FAZZARI	out/15	19,5	n.r	23,0	2,3	0,9
	dez/15	21,1	5,4	12,0	8,6	2,1
	fev/16	21,8	5,4	10,0	6,8	3,8
	abr/16	18,0	5,5	8,0	5,0	3,3
	jun/16	18,5	5,3	9,0	5,3	5,5
I – CAMPUS II	out/15	22,3	n.r	39,0	62,4	6,2
	dez/15	22,1	6,4	28,0	161,6	6,0
	fev/16	22,3	6,5	28,0	13,1	6,6
	abr/16	19,0	6,8	25,0	6,1	6,6
	jun/16	16,9	6,7	25,0	40,0	8,5
I – SANTA MARIA	out/15	25,4	6,7	38,0	3,3	6,8
	dez/15	25,6	6,9	41,0	11,5	6,2
	fev/16	23,1	6,8	43,0	12,0	7,1
	abr/16	20,0	6,6	36,0	10,8	7,1
	jun/16	17,5	6,9	42,0	9,4	8,6

Os valores em negrito estão em desconformidade com a Resolução CONAMA 357/2005 para rios classe II, n.r: não realizada

Tabela 12 – Valores encontrados para variáveis físico-químicas da água comparados com valores obtidos em pesquisas realizadas em corpos hídricos brasileiros.

Coleta	Temperatura (°C)	pH	Cond. Elétrica (µS.cm ⁻¹)	Turbidez (uT)	Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)
P – Capetinga⁽¹⁾	19,6	7,2	7,9	2,1	5,0
P – Meio⁽¹⁾	21,3	6,6	7,1	4,2	5,9
P – Taboca⁽¹⁾	23,0	6,1	5,7	4,0	5,1
P – Sarandi⁽¹⁾	22,4	7,0	24,4	4,1	5,3
I – Pipiripau⁽¹⁾	20,8	6,9	26,3	8,8	5,6
I – Papuda⁽¹⁾	21,8	7,3	76,2	10,5	4,7
I – Sobradinho⁽¹⁾	22,0	6,4	84,4	12,8	4,2
P- Floresta 1⁽²⁾	16,3	-	11,6	10,6	8,2
P- Floresta 2⁽²⁾	16,3	-	13,3	5,1	8,4
I- Agricultura 1⁽²⁾	17,8	-	12,8	11,6	8,5
I- Agricultura 2⁽²⁾	17,8	-	16,9	11,8	7,1
P- Rio Uma⁽³⁾	21,9	6,9	50,0	-	6,9
P – Rio Sorocabuçu⁽³⁾	20,1	6,8	35,0	-	6,8
I- Rio Uma⁽³⁾	18,8	7,1	295,0	-	3,4
I – Rio Sorocabuçu⁽³⁾	20,3	7,1	35,0	-	6,9
P – Represa Faz. Vesúvio⁽⁴⁾	-	6,2	17,0	13,8	-
I – Afluente do Cór. Ajudante⁽⁴⁾	-	7,1	232,0	882,0	-
I – Rio Tiête⁽⁴⁾	-	7,4	540,0	n.r.	-
P – BROA	19,1 *	4,7 *	7,6 *	0,7 *	6,1 *
P – EMBRAPA	19,7 *	6,4 *	29,3 *	14,1 *	6,3 *
P – ESPRAIADO	18,3 *	5,6 *	13,9 *	6,6 *	5,4 *
P – FAZZARI	19,8 *	5,4 *	12,4 *	5,6 *	3,1 *
I - CAMPUS II	20,5 *	6,6 *	29,0 *	56,6 *	6,8 *
I - SANTA MARIA	22,3 *	6,8 *	40,0 *	9,4	7,2 *

⁽¹⁾ Fonseca et al. (2014) ⁽²⁾ Arcova e Cicco (1999) ⁽³⁾ Conceição (2015) ⁽⁴⁾ EZAKI et al. (2011) * valor médio das 5 amostras coletadas em diferentes épocas do ano, n.r.: não realizada

5.2.2. Sólidos

As frações orgânica e inorgânica das partículas em suspensão são geralmente associadas às fontes autóctones e alóctones, respectivamente (BILOTTA; BRAZIER, 2008). As concentrações de SST encontradas refletem as condições de interferência antrópica, sendo que, de modo geral, os riachos preservados apresentaram maiores concentrações de sólidos suspensos orgânicos (SSO) quando comparado com as concentrações de sólidos suspensos inorgânicos (SSI), o comportamento oposto foi observado nos riachos impactados (Figura 12). As concentrações de íons dissolvidos

nos riachos preservados se encontraram menores quando comparadas às concentrações nos riachos impactados, assim como apresentado nos resultados de Silva et al. (2012) em riachos do Estado de São Paulo.

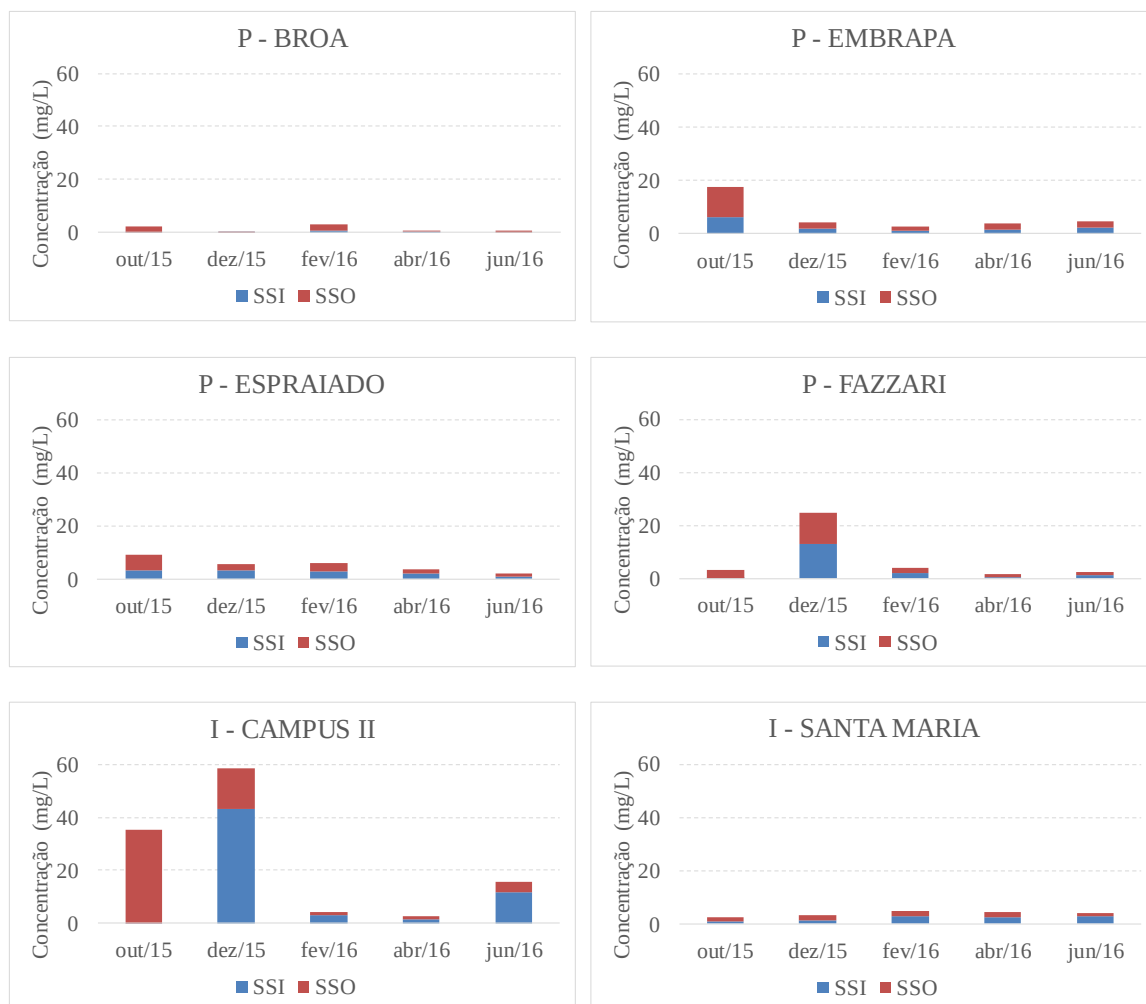


Figura 12 - Concentrações de sólido suspenso inorgânico (SSI) e sólido suspenso orgânico (SSO), em mg L^{-1} , nos riachos estudados em diferentes épocas do ano

5.2.3. Carbono

Foram observadas concentrações de carbono orgânico total (COT) superiores à concentração de carbono inorgânico (CI), situação inversa à obtida por Rodríguez (2001) para a bacia do Alto Jacaré-Guaçu, na qual apenas um dos oito pontos analisados apresentaram relação CI/COT inferior a 50%. Os riachos P- Broa, P- Espirado e P- Fazzari apresentaram maiores concentrações de carbono no período chuvoso, entre os meses de dezembro e fevereiro. Nos riachos impactados, os meses com maiores

concentrações de carbono foram outubro e dezembro de 2015, sendo a maior concentração de COT observada no riacho I- Santa Maria em outubro (23 mg L^{-1}). O riacho P- Broa apresentou as menores concentrações de CI (todos os resultados abaixo de 1 mg L^{-1}), enquanto o riacho P- Embrapa apresentou as maiores (média de 3 mg L^{-1}).

As concentrações de carbono nos riachos impactados mostraram poucas diferenças quando comparado com os riachos preservados (Figura 13), cenário semelhante ao verificado por Bezerra (2007) para bacias com baixa e elevada interferência humana, localizadas na Amazônia Central. Nos estudos de Lisboa (2012) para riachos de Mata Atlântica subtropical, a grande biomassa de matéria orgânica, representada pela concentração de carbono orgânico total, foi associada ao carreamento de material pelo solo da zona ripária para dentro do corpo hídrico.

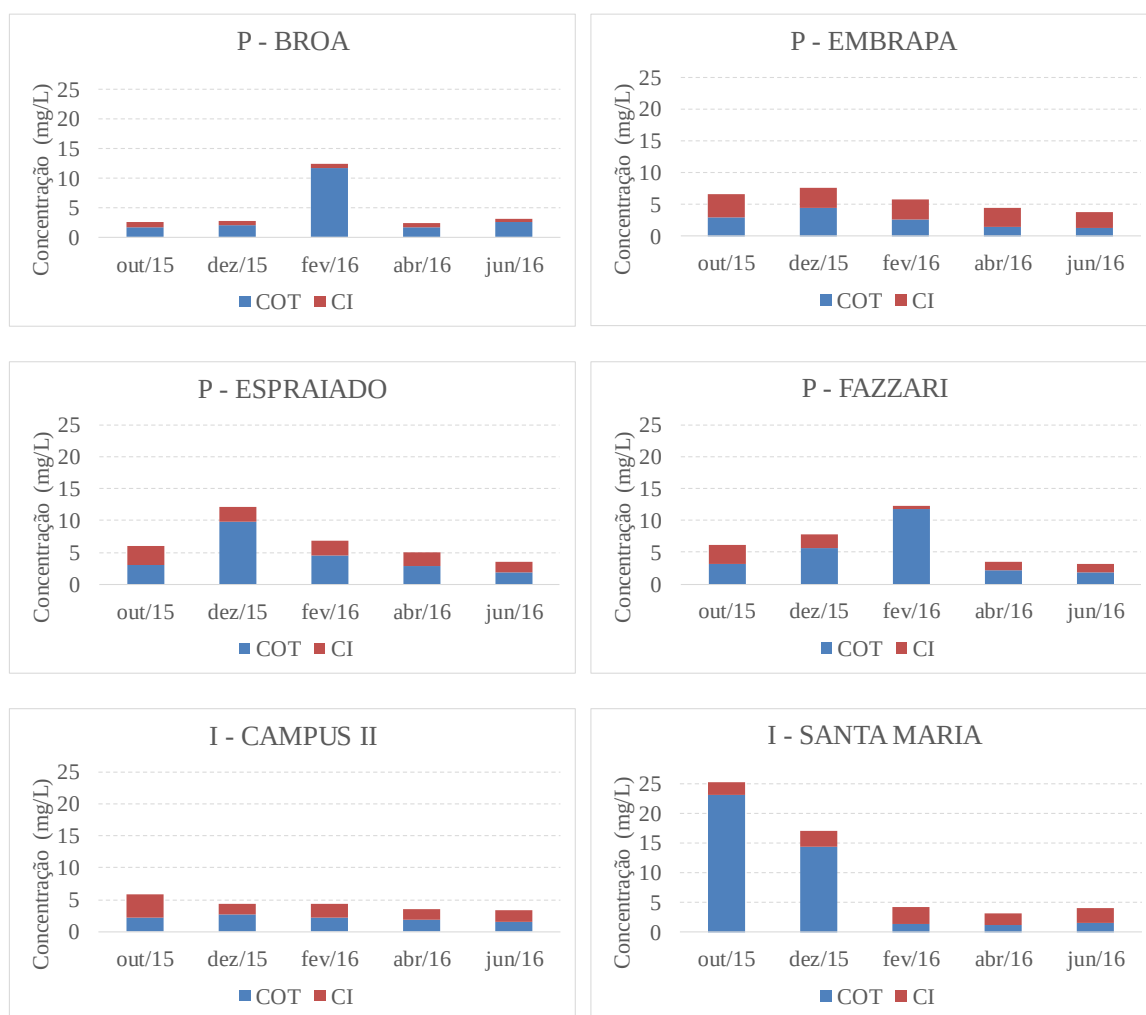


Figura 13 - Concentrações de carbono orgânico total (COT) e carbono inorgânico (CI), em mg L^{-1} , nos riachos estudados em diferentes épocas do ano

5.2.4. Série fosfatada

A concentração de fósforo total (PT) esteve acima da concentração máxima estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, de $30 \mu\text{g L}^{-1}$, em cerca de 40% das amostras, sendo o cenário mais crítico observado no riacho P- Embrapa, cuja concentração mínima de PT ocorreu em junho de 2016 ($34 \mu\text{g L}^{-1}$). De forma geral, as concentrações de fosfato dissolvido encontrados foram superiores às concentrações de ortofosfato (Figura 14). A distribuição de fósforo encontrada corrobora com o encontrado por Rezende (2011) para seis pontos de coleta no rio Monjolinho.

A presença significativa de fosfato dissolvido pode estar relacionada à baixa concentração de partículas em suspensão, responsáveis por adsorver o fosfato (KOMATSU; FUKUSHIMA; SHIRAISHI, 2006). Rezende (2011) estudou a qualidade da água do rio Monjolinho, no qual observou que há variação da concentração de fosfato de acordo com as ordens dos trechos do rio, variando de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ (próximo à nascente) a $1440 \mu\text{g L}^{-1}$ (25 km da nascente, onde há descarga pontual de esgoto sanitário). O aumento na concentração de fosfato em função do grau de influência antrópica não foi observado para os riachos estudados.

A concentração de ortofosfato mostraram se abaixo de $40 \mu\text{g L}^{-1}$ para todos os riachos, não sendo possível observar um padrão entre os ambientes impactados e preservados. De forma geral, as baixas concentrações de ortofosfato (fósforo inorgânico) podem ser justificadas pela facilidade de assimilação desse elemento por produtores primários como fonte de nutriente (SANUDO-WILHEMY, 2006).

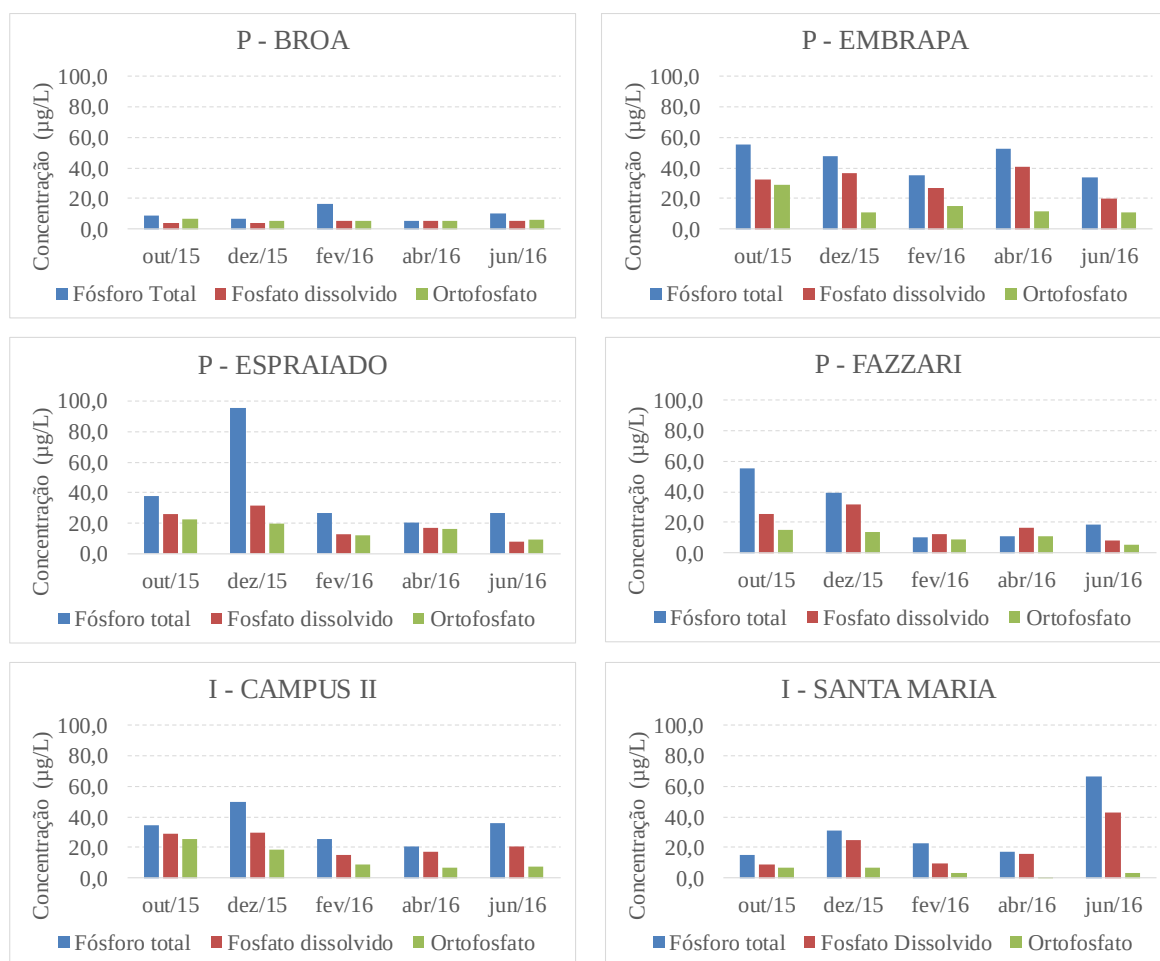


Figura 14 - Concentrações de fósforo total, fosfato dissolvido e ortofosfato, em $\mu\text{g L}^{-1}$, nos riachos estudados em diferentes épocas do ano

O índice de estado trófico (IET) encontrados para os riachos estudados (Tabela 13) indicam que, para os períodos de coletas, os níveis tróficos variaram de oligotrófico (P-BROA) a eutrófico (P- EMBRAPA e P- ESPRAIADO), sendo os riachos impactados classificados como mesotróficos. Silva, Júnior e Cunha-Santino (2015) analisaram o estado trófico da bacia do rio Monjolinho para diferentes trechos, em seus resultados que o IET próximo à nascente variou de oligotrófico a mesotrófico enquanto o IET para os trechos localizados no médio e baixo curso variou de eutrófico a supereutrófico. A piora na qualidade da água foi atribuída à elevada presença de nutrientes provindos de despejos irregulares de esgoto e poluição difusa. Dois riachos considerados preservados apresentaram IET superior à dos riachos impactados, sendo necessário realizar novas análises para investigar as fontes desse nutriente nos riachos.

Como demonstrado por Barros et al. (2008), o IET pode variar de acordo com a metodologia adotada e parâmetro analisado, sendo interessante realizar ensaios de concentração de clorofila e transparência da água para uma classificação mais segura.

Tabela 13 - Classificação do nível de estado trófico, segundo a classificação proposta pela OECD³ (1982)

Riacho	PT* ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Níveis Tróficos
P – BROA	9,6	Oligotrófico
P – EMBRAPA	45,1	Eutrofico
P – ESPRAIADO	41,4	Eutrofico
P – FAZZARI	26,7	Mesotrófico
I - CAMPUS II	33,3	Mesotrófico
I - SANTA MARIA	30,7	Mesotrófico

* médias das cinco coletas

5.2.5. Série nitrogenada

As concentrações de nitrato encontradas estão significativamente abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, de 10 mg L^{-1} , sendo inferiores a $1,15 \text{ mg L}^{-1}$ em todos os riachos estudados e nas diferentes épocas do ano. Assim como o observado por Rezende (2011) para diferentes pontos do rio Monjolinho, não foi possível observar diferenças significativas dentre os valores de nitrato nos riachos preservados e impactados. A concentração de nitrogênio total Kjeldahl variou de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ para o riacho I- Campus II (fevereiro de 2016) a $1,51 \text{ mg L}^{-1}$ para os riachos P- Espraiado e P- Fazzari nos meses de dezembro de 2015 e abril de 2016, respectivamente (Figura 15).

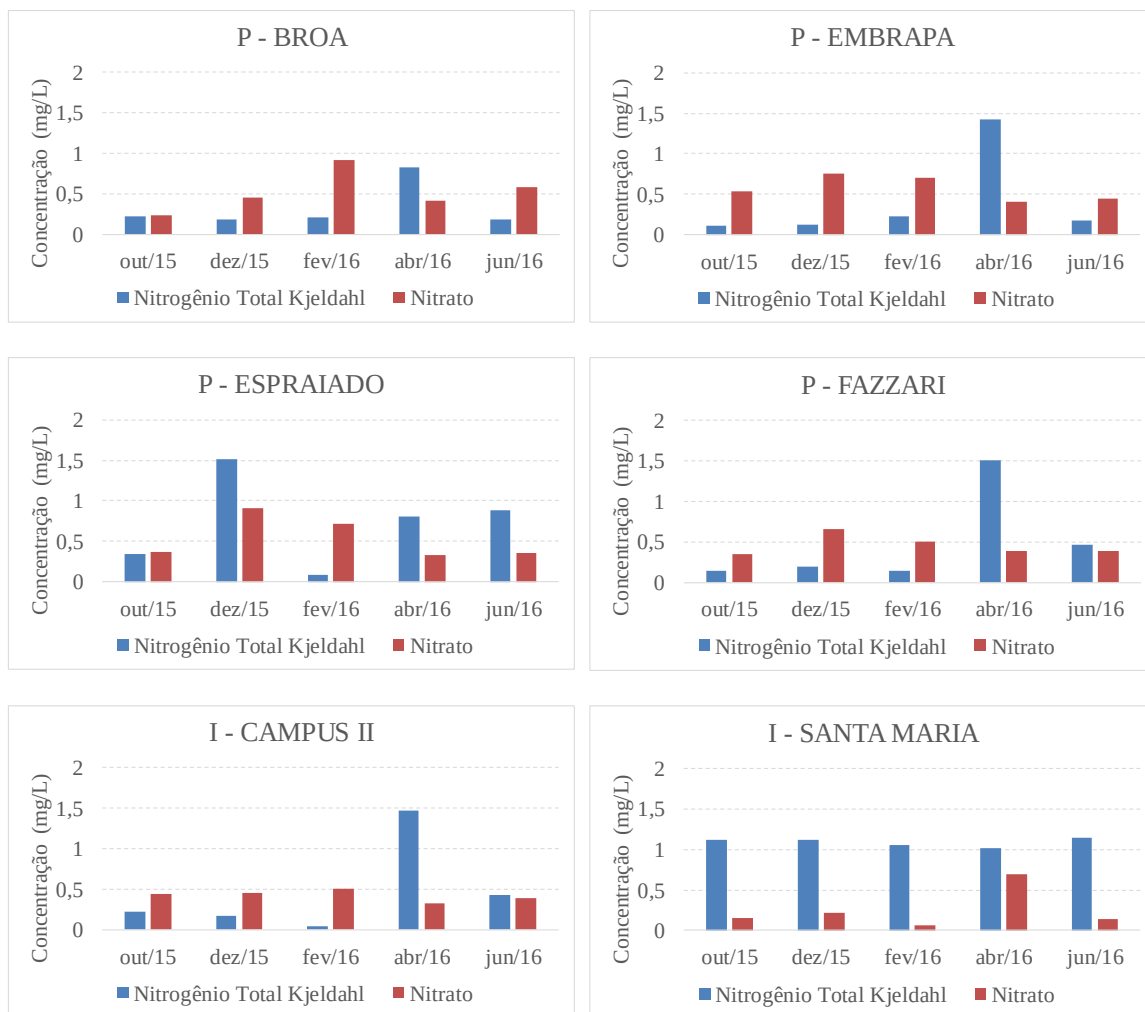


Figura 15 - Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e nitrato, em mg L^{-1} , nos riachos estudados em diferentes épocas do ano

5.3. Variáveis do sedimento

5.3.1. Parâmetros físico-químicos

Os maiores valores de pH foram observados nos riachos que sofrem algum tipo de interferência antrópica, como provável resultado da entrada de efluentes domésticos e poluição difusa de áreas agrícolas (Figura 16). Quando comparado com os valores de pH da água, o pH do sedimento resultou em valores menores, assim como observado por Amaral et al. (2014), que estudaram oito córregos localizados no município de Castelo (ES). Os riachos P- Broa, P- Espraiado e P- Fazzari apresentaram características ácidas, com pH abaixo de 5,5, o que pode favorecer a mobilidade dos metais e sua solubilização (AMARAL et al., 2014). Valores baixos de pH são justificáveis uma vez que os pontos avaliados se encontram em área de bioma Cerrado, cuja geologia é

composta geralmente por latossolos, que são essencialmente ácidos e possuem pH variando de 4,0 a 5,5 (ESPINDOLA et al., 2000).

Os valores encontrados para o potencial de óxido-redução (Eh) foram positivos, demonstrando que para todos os períodos de coleta, os sedimentos de fundo dos riachos analisados se encontravam oxidados e com potencial redox significativamente superior quando comparado com essa mesma variável na água. Valores de Eh oxidantes são favoráveis para a mobilidade de metais, que pode aumentar em períodos chuvosos como consequência do aumento na quantidade de sais dissolvidos e na diminuição do pH do meio (GUIMARAES, 2012). Todos os resultados de Eh se encontraram acima de 268 mV, não sendo observado um padrão de variação entre os riachos preservados e impactados (Figura 17).

Com relação à condutividade elétrica (CE), com exceção do riacho I- Santa Maria, todos os riachos apresentaram valores variando de $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $35 \mu\text{S cm}^{-1}$, valores inferiores quando comparados à CE da água (acima de $25 \mu\text{S cm}^{-1}$ para os riachos estudados em diferentes épocas do ano). No riacho I- Santa Maria, os valores elevados de condutividade elétrica ocorreram no período de estiagem, enquanto nos demais o inverso foi observado (Figura 18). Valores de CE estão intrinsecamente relacionados ao teor de umidade, situação observada por Franceschini (2007) para seis pontos de estudo, localizados em Piracicaba, sendo cada ponto analisado para três condições de umidade. Para os riachos analisados nesse estudo faixas de teores de umidade apresentaram valores de CE em faixas semelhantes, sendo a relação não observada para nenhum riacho no mês de junho de 2016, no qual os valores de CE se apresentaram superiores ao observado para as mesmas faixas de teor de umidade nos demais meses.

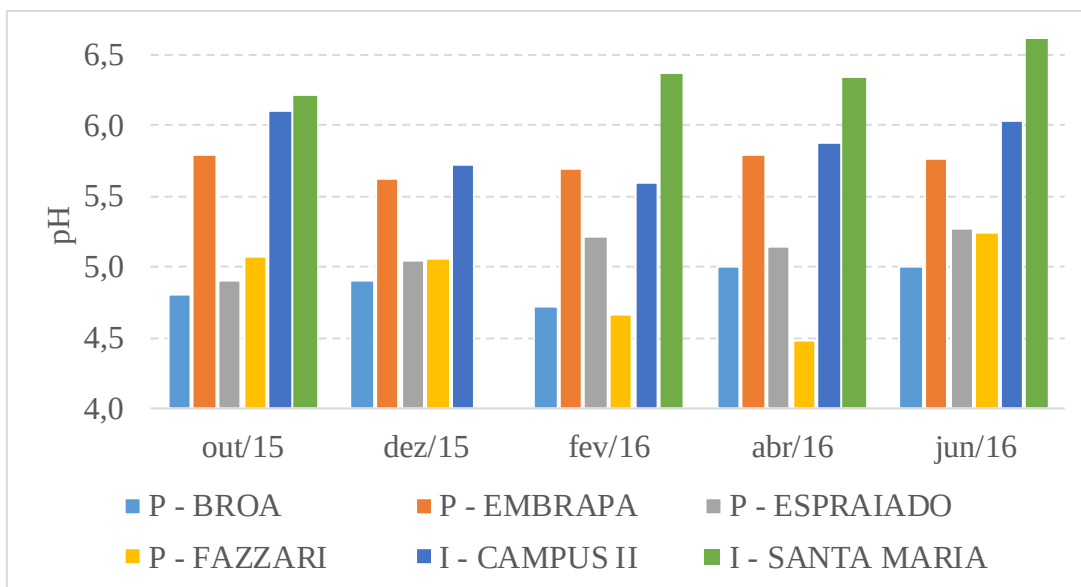


Figura 16 - Valores de pH no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano

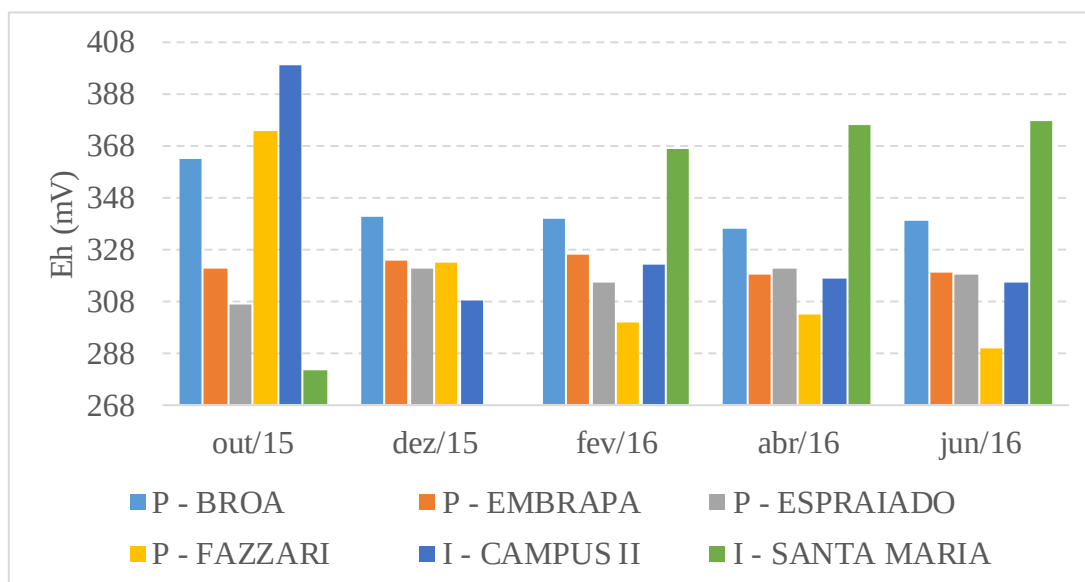


Figura 17 - Valores de Eh, em mV, no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano

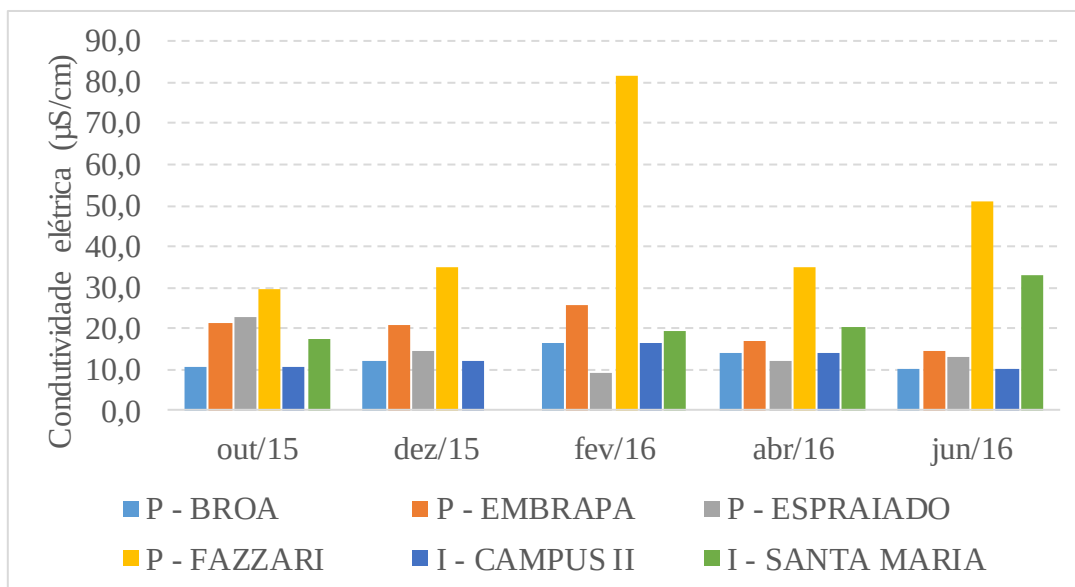


Figura 18 - Valores de condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano

5.3.2. Classificação granulométrica e mineralogia

Não foi possível realizar a análise granulométrica do riacho P- Fazzari, uma vez que a maior fração do peso das amostras coletadas foi representada por folhas e galhos, não sendo possível obter volume de sedimento suficiente para realização das análises.

Para os demais riachos, os sedimentos foram classificados predominantemente como arenosos (Figura 19), apresentando porcentagem de areia acima de 75% (SUGUIO, 1973). As análises granulométricas realizadas por Santiago e Cunha-Santino (2014) também revelaram sedimentos arenosos para a Bacia Monjolinho, nas quais, para os dois riachos estudados, mais de 50% dos sedimentos foram compostos por partículas variando de 0,06 a 2,00 mm. A fração de partículas finas presentes nos sedimentos é composta por argilominerais, matéria orgânica, quartzo, carboneto e feldspato (SALOMONS e FORSTNER, 1984).

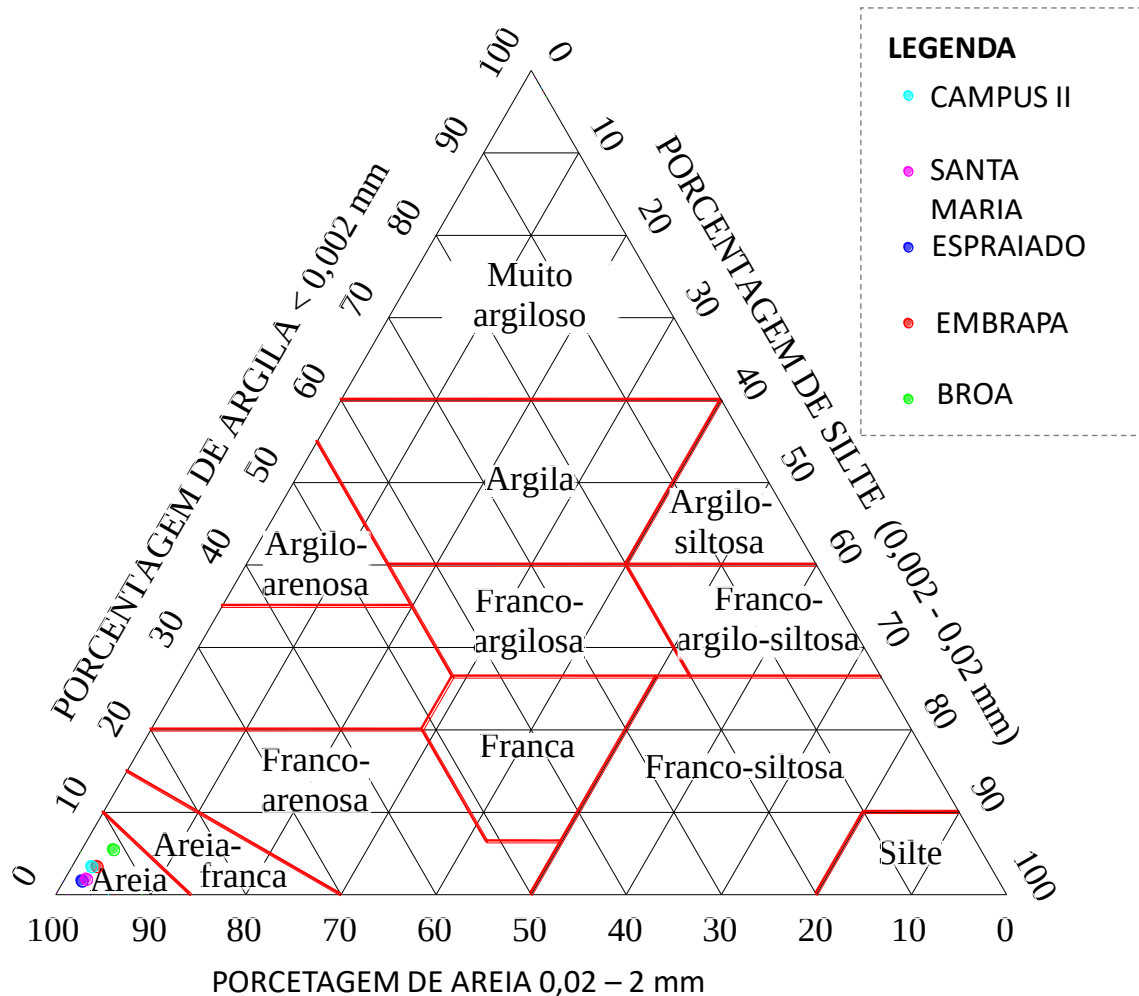


Figura 19 – Classificação da textura dos sedimentos dos riachos

A predominância do quartzo, mineral típico de solos arenosos, foi confirmada pelos resultados das análises de DRX (Tabela 14). Outros minerais que se destacaram foram a biotita e gipsita. O depósito de partículas provenientes de rochas detríticas (minerais de argila e quartzo) na fração areia (0,02 a 2,00 mm) está relacionado com a força da corrente de água e vento e a energia necessária para seu transporte. A presença de biotita pode estar associada à presença de minerais ferromagnesianos. Os minerais caulinita e gipsita são comuns em latossolos e representam a fração de argila desses solos (ALVES et al., 2008).

Tabela 14 – Principais minerais presentes no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano

Córrego	Coleta	Principais minerais
P - BROA	out/15	Gibbsita, quartzo
	fev/16	Alumina, quartzo
	jun/16	Alumina, biotita, quartzo
P – Embrapa	out/15	Mica
	fev/16	Alumina, biotita, quartzo
	jun/16	Alumina, biotita, caulinita, quartzo
P – Espreado	out/15	Alumina, biotita, quartzo
	fev/16	Alumina, biotita, quartzo
	jun/16	Alumina, quartzo
P – Fazzari	out/15	Gibbsita, quartzo
	fev/16	Gibbsita, quartzo
	jun/16	Alumina, biotita, gibbsita, quartzo
I - Campus II	out/15	Quartzo
	fev/16	Quartzo
	jun/16	Alumina, biotita, quartzo
I - Santa Maria	out/15	Quartzo
	fev/16	Quartzo, alumina
	jun/16	Alumina, biotita, quartzo

5.3.3. Teor de Matéria Orgânica

Com exceção do riacho P- Fazzari (teor de matéria orgânica máximo de 70 g kg⁻¹), os sedimentos de fundo apresentaram teores de matéria orgânica abaixo de 20 g kg⁻¹. Baixas concentrações de matéria orgânica são indicadores indiretos da pouca presença de finos, pouca deposição de material em decomposição e baixa entrada de efluentes ricos em carbono (Figura 20).

A presença de matéria orgânica nos sedimentos está relacionada às condições do entorno do corpo hídrico, como a presença de restos de vegetais e animais em decomposição, pelas substâncias carregadas pelo escoamento superficial e pelas características do solo formador dos sedimentos. Todos os riachos podem ser considerados como possuindo sedimento inorgânico, uma vez que os teores de matéria orgânica estão abaixo de 100 g kg⁻¹. A presença de sedimento inorgânico dentro dos limites da Bacia do Monjolinho também foi verificada por Santiago (2014), sendo observada pela autora maiores concentrações de MO nos períodos de cheia, fato

associado ao aumento do escoamento superficial. As elevadas concentrações de MO no riacho P-Fazzari pode ser associado à fonte alóctone da mata ciliar, graças ao carreamento de troncos, folhas e frutos ao curso d'água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

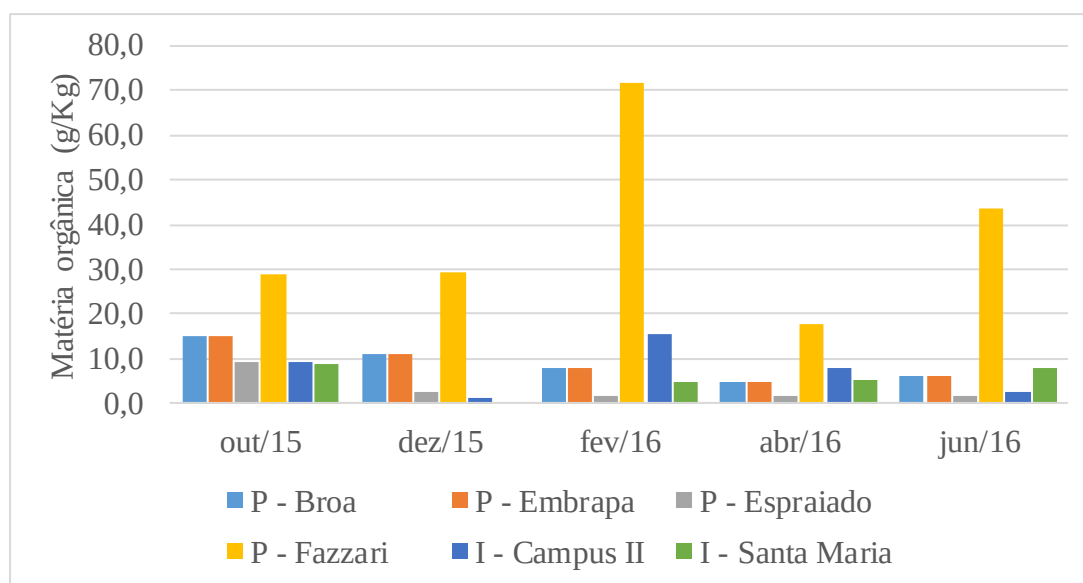


Figura 20 – Concentração de matéria orgânica, em g kg^{-1} , no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano

5.3.4. Teor de Umidade

Os teores de umidade se mantiveram relativamente baixos para todos os riachos estudados (Figura 21), sendo seu valor máximo para o riacho P- Fazzari em junho de 2016 (8%). Os resultados obtidos corroboram com a baixa presença de finos e matéria orgânica, como abordado anteriormente. Conforme observado, em solos arenosos, a capacidade de retenção de água e capacidade de troca catiônica é menor quando comparado a solos argilosos, nos quais as frações de finos se interagem com a matéria orgânica e acabam retendo maior quantidade de água (BRAIDA et al., 2006).

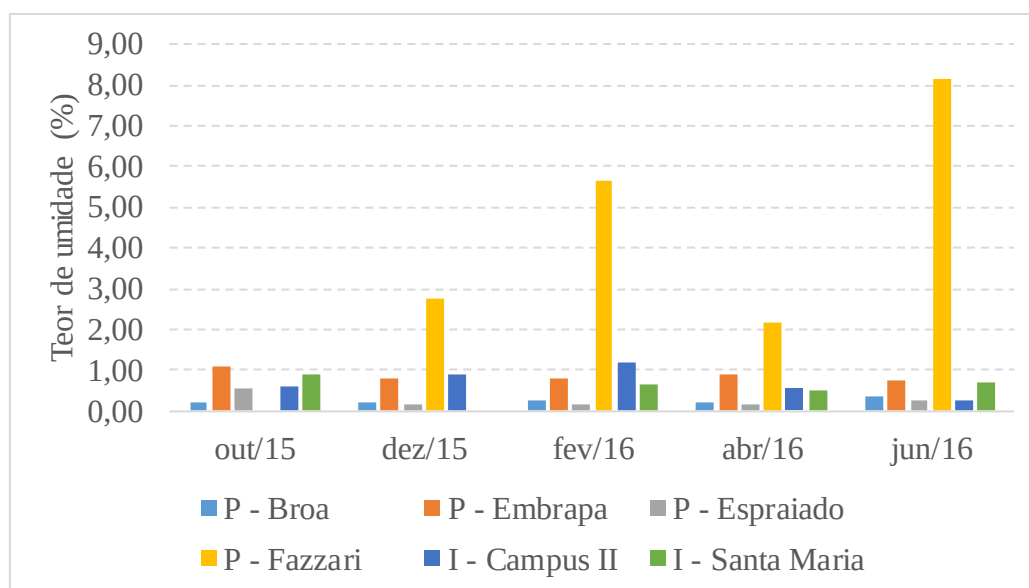


Figura 21 –Teores de umidade, em %, no sedimento de fundo dos riachos estudados em diferentes épocas do ano

5.3.5. Ensaio de Determinação da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e da Superfície Específica (SE)

Os resultados não permitiram determinar o tipo de argilomineral presente, pois os valores de capacidade de troca catiônica e superfície específica encontrados foram inferiores às faixas usuais de classificação de argilominerais (Tabelas 15 e 16). A presença insignificante de argilominerais corrobora com a classificação da textura determinada pela análise granulométrica, baixo teor de matéria orgânica e umidade (BRAIDA et al., 2006). Isso ocorre devido a predominância de quartzo.

A mineralogia predominante nos solos (quartzo, caulinita, biotita, gibsitita) associa-se aos valores baixos de capacidade de troca catiônica (EZAKI et al., 2011). A caracterização dos sedimentos permite criar a hipótese de que a retenção dos metais nos sedimentos por absorção às superfícies por atração catiônica, co-precipitação em óxidos, hidróxidos e carbonatos, adsorção em matéria orgânica e na estrutura cristalina dos minerais é baixa (KYSER; BARR; IHLENFELD, 2015), e, portanto, os metais provavelmente estarão livres em sua fração móvel.

Tabela 15 - Verificação de presença de argilominerais através dos resultados de CTC e SE

Córrego	Coleta	CTC (cmolc/kg)	SE (m²/g)	Conclusão
P -BROA	out/15	0,55	4,28	sem argilomineral*
	fev/16	0,31	2,43	sem argilomineral*
	jun/16	0,34	2,64	sem argilomineral*
P – Embrapa	out/15	1,63	12,73	sem argilomineral*
	fev/16	1,70	13,27	sem argilomineral*
	jun/16	1,37	10,69	sem argilomineral*
P – Espraiado	out/15	0,78	6,12	sem argilomineral*
	fev/16	0,62	4,85	sem argilomineral*
	jun/16	0,54	4,25	sem argilomineral*
P – Fazzari	out/15	0,94	7,33	sem argilomineral*
	fev/16	2,18	17,04	sem argilomineral*
	jun/16	1,82	14,24	sem argilomineral*
I - Campus II	out/15	2,01	15,75	sem argilomineral*
	fev/16	2,65	20,70	sem argilomineral*
	jun/16	1,91	14,97	sem argilomineral*
I - Santa Maria	out/15	2,18	17,03	sem argilomineral*
	fev/16	1,56	12,17	sem argilomineral*
	jun/16	1,59	12,48	sem argilomineral*

*comparado com Tabela 16

Tabela 16 - Faixa usual de CTC de diversos argilominerais

Argilomineral	CTC (meq/100g)
Caulinita	3 a 15
Haloisita	5 a 10
Endelita ou Haloisita	10 a 40
Montmorilonita	80 a 150
Ilita	10 a 40
Vermiculita	100 a 150
Clorita	10 a 40
Sepiolita-paligorsquita	20 a 30

Fonte: Santos (1989).

5.3.6. Absorção Atômica

As concentrações de metais encontradas nos sedimentos foram comparadas para diversos corpos hídricos brasileiros e com a classificação de qualidade da CETESB (2015), conforme apresentado na Tabela 17. Os metais Pb, Zn, Cu e Ni permitiram classificar os sedimentos com qualidade ótima para todos os riachos sendo inferiores às concentrações encontradas por Lemes (2001) com exceção do riacho P-Fazzari. O riacho P- Espreado apresentou menores concentrações dos metais Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Fe e Ni quando comparado com estudos realizados por Santiago (2014) para esse mesmo riacho. Com relação às concentrações dos metais Cd, Cr, Fe e Al, os córregos P- Fazzari e I- Santa Maria passam a ser classificados com qualidade boa e regular, apresentando, portanto, concentrações acima do TEL e abaixo do PEL(CCME, 2001), não apresentando efeitos adversos aos organismos aquáticos presentes.

Embora não haja limites especificados para o metal ferro nas legislações, sua presença em altas concentrações é esperada para os riachos analisados, uma vez que é característico do bioma Cerrado possuir latossolo ricos neste elemento (ESPINDOLA et al., 2000).

Com exceção do riacho P- Fazzari, os valores encontrados para as concentrações de metais nos ambientes preservados poderão ser utilizados como valores de *background* para avaliação da qualidade do sedimento na região das bacias do Monjolinho e do Broa, representando as concentrações basais dos corpos hídricos pertencentes à região.

Tabela 17 - Concentrações de metais obtidas nos riachos estudados e em diferentes rios brasileiros

	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Cd (µg/g)	Cu (µg/g)	Cr (µg/g)	Ni (µg/g)	Fe (µg/g)	Al (µg/g)
Ribeirão da Capelinha⁽¹⁾	5,70	7,10	0,40	2,80	1,20	3,70	10.721	625
Ribeirão da Prata⁽¹⁾	5,90	14,80	1,30	11,10	2,00	15,50	18.386	1.058
Córrego da Fartura⁽¹⁾	3,00	19,30	0,50	4,70	1,10	4,60	3.973	1.289
Córrego dos Cascais⁽¹⁾	6,30	10,80	0,20	0,60	0,60	1,70	769	1.003
Córrego Sto. Ambrósio⁽¹⁾	3,00	6,00	0,70	3,40	0,90	1,30	1.983	881
Ribeirão Doce⁽¹⁾	5,90	7,10	1,00	5,80	1,70	3,00	11.083	863
Córrego Jardim⁽¹⁾	2,40	3,40	0,20	1,90	0,90	1,10	1.656	370
Córrego da Anhuma⁽¹⁾	4,50	7,00	0,40	4,50	1,50	2,30	5.907	637
Monjolinho* ⁽²⁾	33,00	-	6,50	7,15	21,70	17,15	3.780	-
Espraiado* ⁽²⁾	29,00	-	6,80	1,95	14,85	16,35	5.952	-
P – BROA	< 0,01	5,25	2,00	< 0,30	< 0,50	< 0,80	102	486
P – EMBRAPA	< 0,01	23,52	0,03	0,45	< 0,50	< 0,80	4.611	4787,5
P – ESPRAIADO	< 0,01	7,61	0,90	0,30	< 0,50	< 0,80	345,6	1950
P – FAZZARI	10,50	16,36	1,35	0,30	64,3	2,2	17.508	12.338
I - CAMPUS II	< 0,01	12,09	1,60	0,30	< 0,50	< 0,80	2.249	2.582
I - SANTA MARIA	< 0,01	69,09	2,10	0,30	< 0,50	< 0,80	38.280	6.069
Qualidade ótima**	<35,00	<123,00	<0,60	<35,70	<37,30	<18,00	-	-
Qualidade boa**	<63,50	<219,00	<2,10	<116,40	<63,7	<27,00	-	-
Qualidade regular**	<91,30	<315,00	<3,50	<197,00	< 90,0	<36,00	-	-

1 LEMES (2001), 2 SANTIAGO e CUNHA-SANTINO (2014) * valor médio ** Classificação conforme CETES (2015)

5.4. Análise estatística

5.4.1. Variáveis da água

As variáveis fosfato dissolvido, ortofosfato, carbono inorgânico, porcentagem de sombreamento pela mata ciliar, pH, temperatura, potencial redox, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez apresentaram valores de p menores que 0,05 para o fator espacial, o que indica que a localização dos pontos de coleta é um fator significativo para essas variáveis. A distribuição temporal apresentou menor influência

quando comparado à distribuição espacial, sendo significativa apenas para quatro variáveis estudadas (ortofosfato, nitrogênio total Kjeldahl, temperatura e oxigênio dissolvido) (Tabela 18).

A análise estatística de correlação realizada através da matriz de correlação de Spearman demonstrou grau de correlação entre diversas variáveis, as quais estão em destaque em negrito na Tabela 19.

A correlação entre as variáveis sólidos suspensos inorgânicos (SSI) e pH ($\rho=0,485$) também foi observada por Parinet et al. (2004), porém, em seu estudo, as variáveis temperatura e oxigênio dissolvido também apresentaram alto grau de correlação com as demais. A correlação entre sólidos em suspensão e os parâmetros turbidez ($\rho= 0,520$ para SSI e $\rho= 0,390$ para SSO) e fósforo total ($\rho= 0,549$ para SSI e $\rho= 0,638$ para SSO) é comumente utilizada na avaliação de qualidade da água. Sendo assim, o aumento das concentrações de SS e nutrientes associados à fonte de poluição pontual, com entrada de despejos domésticos e industriais, e às fontes difusas, com o carreamento de resíduos sólidos urbanos e agrícolas através do escoamento das águas pluviais (VON SPERLING, 2014).

A presença de mata ciliar aberta, aumenta a incidência de radiação solar na superfície da água, que além de transmitir energia térmica ao sistema aquático, possibilita o aumento do metabolismo fotossintético e, por conseguinte, maior consumo de nutrientes e liberação de oxigênio para coluna d' água (RODRIGUES, 2002). A correlação entre as variáveis porcentagem de área fechada, nitrogênio, fósforo e concentração de oxigênio dissolvido encontrada na análise estatística não condiz com a situação esperada. A correlação entre a porcentagem de sombreamento pela mata ciliar e a concentração de fosfato e OD foi negativa, enquanto, a concentração de nitrato foi positiva. Além disso, diferente da situação esperada e dos resultados obtidos por Donadio et al. (2005), não houve correlação entre a porcentagem de sombreamento pela mata ciliar e temperatura

A concentração de fósforo total na água correlaciona-se com a concentração de sólidos suspensos ($\rho= 0,549$ para SSI e $\rho= 0,638$ para SSO) e com a turbidez ($\rho= 0,521$). O aumento da concentração de fósforo total (PT) é acompanhado pelo aumento de outros nutrientes, como o carbono inorgânico. Além disso, quanto maior a concentração

de PT na água, maior a concentração de sólidos suspensos e, conseqüentemente, maior o valor da turbidez (CETESB, 2015).

Ressalta-se que concentrações elevadas de carbono orgânico total podem estar relacionadas às entradas de efluentes domésticos ou ao aumento da decomposição, eventos que elevam a temperatura da água ($\rho = 0,462$) e podem diminuir a concentração de oxigênio dissolvido ($\rho = -0,480$) pelo consumo durante a decomposição de matéria orgânica (ESPINDOLA, 2000).

A correlação entre SSI e condutividade elétrica ($\rho = 0,375$) está relacionada com a presença de íons que aumentam a salinidade do meio (VON SPERLING, 2014). Além disso, conforme apresentado por Souza (2012), a concentração de OD também varia de acordo com a presença de íons, que é medida indiretamente pelas variáveis condutividade elétrica (que apresentou grau de correlação $\rho = 0,423$ com OD) e pH (que apresentou grau de correlação $\rho = 0,457$ com OD).

Tabela 18 - Resultados da ANOVA (Análise de Variância) para cada variável da água estudada nos riachos, considerando os fatores temporal e espacial. Os valores de p destacados em negrito foram considerados significativos com nível de confiança de 95% ($p < 0,05$)

Variável	Fator: temporal (sazonalidade) ¹	Fator: espacial ²
Fósforo total	$p = 0,254$	$p = 0,074$
Fosfato dissolvido	$p = 0,657$	$p < 0,05$
Ortofosfato	$p < 0,05$	$p < 0,05$
Nitrato	$p = 0,338$	$p < 0,05$
Nitrogênio Total Kjeldahl	$p < 0,05$	$p = 0,744$
Carbono Orgânico Total	$p = 0,265$	$p = 0,442$
Carbono Inorgânico	$p = 0,318$	$p < 0,05$
Sólidos Suspensos Inorgânicos	$p = 0,297$	$p = 0,981$
Sólidos Suspensos Orgânicos	$p = 0,141$	$p = 0,193$
Porcentagem de sombreamento pela mata ciliar	$p = 0,476$	$p < 0,05$
Temperatura	$p < 0,05$	$p = 0,264$
pH	$p = 0,933$	$p < 0,05$
Potencial Redox	$p = 0,690$	$p < 0,05$
Condutividade elétrica	$p = 0,827$	$p < 0,05$
Oxigênio Dissolvido	$p < 0,05$	$p < 0,05$
Turbidez	$p = 0,466$	$p < 0,05$

¹ Diferentes meses de coleta; ² Diferentes riachos

Tabela 19 - Matriz de correlação de Spearman entre as variáveis da água e a porcentagem de cobertura vegetal da mata ciliar em cada riacho. Coeficientes de Spearman (ρ) destacados em negrito foram considerados significativos com um nível de confiança de 95%

	PT	PTD	PO ₄	NO ₃	NTK	COT	CI	SSI	SSO	% M ciliar	T	pH	Pot redox	Cond	OD	Turbidez
PT	1,000	0,849	0,591	0,157	-0,139	0,107	0,751	0,549	0,638	0,141	0,029	0,449	-0,545	0,531	-0,092	0,521
PTD	0,849	1,000	0,524	0,210	-0,016	0,007	0,748	0,516	0,523	0,058	0,051	0,644	-0,644	0,657	0,043	0,653
PO ₄	0,591	0,524	1,000	-0,270	0,037	0,406	0,531	0,268	0,641	0,480	0,037	-0,093	-0,119	0,046	-0,487	0,322
NO ₃	0,157	0,210	-0,270	1,000	-0,445	0,294	0,218	0,247	0,045	-0,633	0,555	0,334	-0,476	0,537	0,302	0,173
NTK	-0,139	-0,016	0,037	-0,445	1,000	-0,236	-0,276	-0,249	-0,167	0,277	-0,507	-0,245	0,461	-0,344	-0,092	-0,100
COT	0,107	0,007	0,406	0,294	-0,236	1,000	0,080	0,052	0,248	0,029	0,462	-0,219	0,114	-0,046	-0,480	-0,133
CI	0,751	0,748	0,531	0,218	-0,276	0,080	1,000	0,294	0,515	0,046	0,258	0,663	-0,755	0,678	-0,062	0,447
SSI	0,549	0,516	0,268	0,247	-0,249	0,052	0,294	1,000	0,476	0,035	0,129	0,485	-0,587	0,375	0,058	0,520
SSO	0,638	0,523	0,641	0,045	-0,167	0,248	0,515	0,476	1,000	0,326	0,272	0,219	-0,444	0,310	-0,336	0,390
% Mata ciliar	0,141	0,058	0,480	-0,633	0,277	0,029	0,046	0,035	0,326	1,000	-0,176	-0,349	0,420	-0,327	-0,572	-0,023
T	0,029	0,051	0,037	0,555	-0,507	0,462	0,258	0,129	0,272	-0,176	1,000	0,287	-0,481	0,455	-0,124	0,215
pH	0,449	0,644	-0,093	0,334	-0,245	-0,219	0,663	0,485	0,219	-0,349	0,287	1,000	-0,804	0,845	0,457	0,546
Pot redox	-0,545	-0,644	-0,119	-0,476	0,461	0,114	-0,755	-0,587	-0,444	0,420	-0,481	-0,804	1,000	-0,887	-0,340	-0,706
Cond	0,531	0,657	0,046	0,537	-0,344	-0,046	0,678	0,375	0,310	-0,327	0,455	0,845	-0,887	1,000	0,423	0,644
OD	-0,092	0,043	-0,487	0,302	-0,092	-0,480	-0,062	0,058	-0,336	-0,572	-0,124	0,457	-0,340	0,423	1,000	0,199
Turbidez	0,521	0,653	0,322	0,173	-0,100	-0,133	0,447	0,520	0,390	-0,023	0,215	0,546	-0,706	0,644	0,199	1,000

PT: fósforo total; PTD: fosfato total dissolvido; PO₄: ortofosfato; NO₃: nitrato; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; COT: carbono orgânico total; CI: carbono inorgânico; SSI: sólidos suspensos inorgânicos; SSO: sólidos suspensos orgânicos; % M. Ciliar: porcentagem de sombreamento pela mata ciliar; T: temperatura; Pot redox: potencial de oxido redução; Cond: condutividade elétrica e OD: oxigênio dissolvido

5.4.2. Variáveis do sedimento

Em relação à ANOVA, o fator de variabilidade temporal não se mostrou significativo para nenhuma variável. Por outro lado, apenas a variável Eh apresentou valor de $p > 0,05$ (0,325) para o fator espacial, o que indicou que a localização dos riachos interferiu significativamente em todas as demais variáveis analisadas (Tabela 20).

A análise estatística de correlação realizada através da matriz de correlação de Spearman apresentou grau de correlação entre as variáveis estudadas, em destaque em negrito na Tabela 21.

A variação nos valores de condutividade elétrica pode estar relacionada à variação no conteúdo de água no solo, presença de argila e matéria orgânica, que possuem maior capacidade de reter água e conduzir mais eletricidade que areia e silte (FRANCESCHINI, 2007). A correlação entre as variáveis teor de umidade com condutividade elétrica ($\rho = 0,729$) e teor de umidade com teor de matéria orgânica ($\rho = 0,614$) condiz com as hipóteses descritas por Franceschini (2007).

Além disso, o alto grau de correlação entre matéria orgânica e teor de umidade, está relacionado ao fato das partículas orgânicas geralmente possuírem alta superfície de contato e elevada capacidade de retenção de água (APRILE e BOUVY, 2008).

Tabela 20 - Resultados da ANOVA (Análise de Variância) para cada variável do sedimento estudada nos riachos, considerando os fatores temporal e espacial. Os valores de p destacados em negrito foram considerados significativos com nível de confiança de 95% ($p < 0,05$)

Variável	Fator: temporal (sazonalidade) ¹	Fator: espacial ²
Matéria orgânica	$p = 0,783$	$p < 0,05$
Ph	$p = 0,863$	$p < 0,05$
Eh	$p = 0,880$	$p = 0,325$
Condutividade elétrica	$p = 0,812$	$p < 0,05$
Umidade	$p = 0,835$	$p < 0,05$

Tabela 21 - Matriz de correlação de Spearman entre as variáveis do sedimento em cada riacho. Coeficientes de Spearman (ρ) destacados em negrito foram considerados significativos com um nível de confiança de 95%

	Matéria orgânica	pH	Eh	Condutividade elétrica	Teor de umidade
Matéria orgânica	1,000	-0,303	0,010	0,624	0,614
pH	-0,303	1,000	0,154	-0,051	0,165
Eh	0,010	0,154	1,000	-0,131	-0,363
Condutividade elétrica	0,624	-0,051	-0,131	1,000	0,729
Umidade	0,614	0,165	-0,363	0,729	1,000

6. Considerações finais

A avaliação da variabilidade temporal e espacial na qualidade da água e dos sedimentos para os rios de pequena ordem (riacho), nos municípios de São Carlos e Itirapina (SP), permitiu que fossem estabelecidas as seguintes conclusões:

- As variáveis da água porcentagem de área fechada, temperatura, condutividade elétrica e concentração de sólidos suspensos apresentaram variação entre os resultados obtidos para ambientes impactados e preservados. Assim, para essas variáveis os valores podem ser utilizados como base de referência para avaliações futuras da qualidade da água. São necessários, contudo, estudos complementares para investigar os motivos para as baixas concentrações de oxigênio dissolvido e elevadas concentrações de fósforo total nos riachos considerados preservados;
- As variáveis do sedimento permitiram sua caracterização, porém, foi possível observar diferenças entre os resultados para os ambientes impactados e preservados apenas para o pH e para concentrações de metais. O riacho P- Fazzari não apresentou o perfil esperado para ambientes preservados, tendo concentrações de metais enquadradas como de qualidade regular e, portanto, seus resultados não devem ser utilizados como base de referência;
- Tanto o pH da água quanto o do sedimento se mostraram ácidos para os riachos estudados, fato atribuído à presença de latossolos no bioma Cerrado, que são prováveis precursores do aumento da presença de metais em sua forma móvel;
- As variáveis abióticas nos riachos apresentaram significativa variação espacial. Em geral, houve diferenças marcantes entre os riachos

localizados em áreas com interferência antrópica (entrada de efluentes domésticos por fontes pontuais e elementos químicos por fontes difusas, através de escoamento superficial) e áreas preservadas (ambientes de referência, com margem e mata ciliar preservados), embora esse padrão não tenha sido definido para todas as variáveis;

- Ao contrário do esperado, a alternância temporal entre as coletas das amostras não influenciou os resultados obtidos para a maioria das variáveis de qualidade da água e para todas as variáveis de qualidade do sedimento. Este fato pode estar relacionado à distribuição irregular nos eventos de precipitação durante o período de estudo, sendo que apenas os meses de fevereiro, março, maio e junho de 2016 apresentaram precipitações similares às apresentadas pela série histórica dos últimos 30 anos;
- As concentrações basais encontradas, tanto para as variáveis da água quanto para as variáveis do sedimento, apresentam-se como uma alternativa para subsidiar a classificação de qualidade de rios à margem da Resolução CONAMA nº357/2005 e dos Padrões de Qualidade de sedimento da CETESB.
- O uso de indicadores físico-químicos da qualidade da água e do sedimento através da análise de variáveis e suas relações se mostrou efetivo no estudo de qualidade do corpo hídrico, podendo ser utilizados, por exemplo, como auxiliares na tomada de decisão da distribuição da água para seus diversos usos múltiplos.

Como propostas de planos de recuperação sugere-se a recuperação das matas ciliares e nascentes dos riachos impactados com o intuito de auxiliar no controle da entrada de poluentes por escoamento superficial e pela precipitação, além disso, o controle no fluxo de massa do solo proporcionaria melhores condições de preservação das margens. A entrada de efluentes domésticos e industriais devem ser detectadas e apresentadas ao órgão responsável pelo controle municipal. O acompanhamento das variáveis físico-químicas da água e sedimento é essencial para avaliar as condições de

qualidade dos riachos preservados e impactados, além disso, é interessante acrescentar o estudo microbiológico para fazer uma avaliação completa.

7. Referências Bibliográficas

- AGÊNCIA NACIONAL DA ÁGUA (ANA). **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos da Agência Nacional de Águas**. Brasília: 2013. 240 p.
- 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.
- ALVES, M.E.; MASCARENHAS, Y. P.; VAZ, C.M.P. Comparação de procedimentos de quantificação de caulinita e gibsitita na fração argila desferrificada de latossolos. **Revista Brasileira de Cientifica do Solo**. v. 32, p. 569-577, 2008.
- AMARAL, A.A.; PIRES, S.C.; FERRARI, J.L. Qualidade da água e do sedimento de fundo de alguns córregos no município de Castelo, Estado do Espírito Santo. **Revista Agroambiente**, v. 8, n. 2, p. 194 – 203. 2014.
- AMERICAN Public Health Association. **Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012
- Aprender. Universidade Federal de São Carlos – UFSCAR. Disponível em: <http://www.ufscar.br/aprender/aprender/> Acesso em: 28 de agosto de 2016.
- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 125 – 134. 1999.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR 6457. Amostragem de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro. 1986.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR 6508. Determinação da massa específica. Rio de Janeiro. 1984.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR 7181. Análise granulométrica. Rio de Janeiro. 1984. 13p.
- BARROS, F.M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo**. 2008. 193 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

- BENINI, R.M.; MENDIONDO, E.M. Urbanização e impactos no ciclo hidrológico na Bacia do Mineirinho. **Floresta e Ambiente**, São Paulo, v.22 p. 211-222, 2015.
- BEZERRA, E.F.; CÂNDIDO, M.T.; MONTEIRO, F. **Dinâmica do carbono orgânico em igarapés de micro bacias intactas e manejadas na Amazônia Central. Manaus**, 2007.
- BILOTTA, G.S., BRAZIER, R.E. **Understanding the influence of suspended solids on quality and aquatic biota**. Water Research. 42₍₁₂₎. p. 2849-2861.
- BRAGA, B.; HESOANHOL, I.; CONEJO, J.C.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; ELEGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª reimpressão. São Paulo: Prentice Hall, 2003.
- BRAIDA, J.A.; REICHERT, J.M; VEIGA, M.; REINERT, D.J. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtiva no ensaio proctor. **Revista Brasileira da Ciência dos Solos**. v. 30, 2006.
- BRASIL, Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). **Dados hidrológicos**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/> . Acesso em: 12 de agosto de 2016.
- BRASIL, **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm Acesso em: 01 dezembro 2015.
- BRASIL, **Lei nº 9.984**, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agencia Nacional de Águas. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9984.htm Acesso em 03 dezembro 2015.
- BRASIL, **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: 2013.
- BRASIL. **Decreto nº 10.755**, de 22 de novembro de 1977. Enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468. Disponível em:

<http://www.daee.sp.gov.br/legislacao/arquivos/835/decreto_10755.pdf> Acesso em: 01 dezembro 2015.

BRASIL. **Lei nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm> Acesso em: 01 dezembro 2015.

BRASIL. **Portaria nº2.914**, de 12 de dezembro de 2011. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

BRASIL. **Resolução CONAMA 357**, de 17 de março de 2005. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 04/08/2015.

BUBB, J.M., LESTER, J.N. **The impact of heavy metals on lowland rivers and the implications for man and the environment**. Science of Total Environment.100. p.207–233. 1991.

BUMB, B.L.; BAANANTE, C.A. Worold Trends in Fertilizer Use and Projections to 2020. **International Food Policy Reaearch Institute**. v. 38. 1996.

BUNN, S.E.; DAVIES, P.M.; MOSISCH, T.D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freswater Biology**. v. 41, p. 333 – 345. 1999.

CAIADO, M.C.S. **O padrão de urbanização brasileiro e a segregação espacial da população na região de Campinas: o papel dos instrumentos de gestão urbana**. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS POPULACIONAIS, 14., 2004, Caxambu. Belo Horizonte: ABEP, 1998.

CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. (Coord.). **Engenharia Ambiental – Conceitos, Tecnologia e Gestão**. Rio de Janeiro, Elsevier, 2013.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE J.A.; VALADARES, J. M. A. S. Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônômico de Campinas, **Boletim Técnico do Instituto Agrônômico de Campinas (IAC)**, Campinas, n 106, 72 p, 2009.

- CANADÁ. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, 2001 Disponível em:
http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/
 Acesso em: 28 de agosto de 2016.
- CASTRO, D.; MELLO, R. S.P.; POESTER, G.C. (Coord.). **Práticas para restauração da mata ciliar**. Porto Alegre: Catarse – Coletivo Comunicação, 2012.
- CETESB, **Qualidade das águas superficiais nos estados de São Paulo - 2014**. São Paulo: CETESB, 2015.
- CHIOSI, N.J. **Geologia de Engenharia**. Editora Oficina de Textos. Universidade de São Paulo, Escola Politécnica. São Paulo. 1983.
- CONCEIÇÃO, F.T; SARDINHA, D.S; GODOY, L.H; FERNANDES, A.M; PEDRAZZI, F.J.M. Influencia sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geochimica brasiliensis** v.29, n.1, 2015.
- COOPERATIVA DE SERVIÇOS E PESQUISAS TECNOLÓGICAS E INDUSTRIAIS – CPTI. **Relatório Técnico nº 402**. São Paulo. 2008
- COSTA, C.R; OLIVI, P; BOTTA, C.M.R; ESPINDOLA, E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussões e métodos de avaliação. **Química Nova**, v.31, n.7, p 1820 - 1830, 2008. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v31n7/v31n7a38.pdf>>. Acesso em: junho de 2016
- DODDS, W. K., Eutrophication and trophicstate in rivers and streams. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n.1, p. 671-680, jan 2006.
- DODDS, W.; BOUSKA, W.W; EITZMANN, J.L.; PILGER, T.J.; PITTS, K.L.; RILEY, A.J.; SCHLOESSER, J.T.; THORNBRUGH, D.J. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 1, 2008.
- DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**. v 25, n.1. Jaboticabal. 2005

- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M.F.; FRANCO, G.A.D.C. Threats to the Cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola** v. 64, n.4, Piracicaba, 2007.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas, SP. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. 1ª edição. 2010. 26 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro, RJ. 2º edição revista. 2011. 230 p.
- ESPINDOLA, E..L.G.; SILVA, J.S.V.; MARINELLI, C.E.; ABDON, M.M. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. Editora Rima, São Carlos. 2000. 188 p.
- ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. U.S. Department of Health and Human Services. **Toxicological Profile for Lead**. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2005. 582 p.
- ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. U.S. Department of Health and Human Services. **Toxicological Profile for Cadmium**. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2008. 487 p.
- ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. U.S. Department of Health and Human Services. **Nickel**. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2005. 7 p.
- ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. U.S. Department of Health and Human Services. **Toxicological Profile for Aluminum**. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2008. 357 p.
- ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. U.S. Department of Health and Human Services. **Toxicological Profile for Zink**. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2003. 352 p.
- ESTEVEES, F.A., Fundamentos de Limnologia. 2ª edição. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

- EZAKI, S.; HUPOLITO, R.; PÉREZ-AGUILAR, A.; MOSCHINI, F.A. Avaliação das águas e sedimentos na microbacia hidrográfica do córrego do Ajudante, Salto (SP). **Revista Geociências**, v. 30, n. 3, p, 415 – 430. 2011.
- FONSECA, B.M.; GALVÃO, L.M; FONSECA, C.P; ABREU, L.M.; FERNADES, A.C.M. Nutrients baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural *and* impacted sites in Central Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 86, n.1, p. 19-33, 2014.
- FORSTNER, U, WITTMANN, G.T. 1983. Metal pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag. 486p.
- FRANCESCHINI, M.H.D., MOLIN, J.P., COLAÇO, A.F. **Relação entre condutividade elétrica, teor de água e textura do solo**. Piracicaba, 2007.
- Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **Perfil Municipal**. Disponível em: <<http://www.imp.seade.gov.br/frontend/#/perfil>> Acesso em: 03 dezembro 2016.
- GARCIAS, C.M; SANCHES, A.M. Vulnerabilidade socioambientais e as disponibilidades hídricas urbanas: levantamento teórico-conceitual e análise aplicada à região metropolitana de Curitiba-PR. **Revista de pesquisa em arquitetura e urbanismo**, v. 10, p. 96 – 111, 2009.
- GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.18, p. 1111-1116, 1987.
- GONZÁLEZ, J. C.C., PARGA, M.C, CORTÉS, J.A., MUNGUÍA, R.M.P. **Photosynthesis, respiration and reparation in a stream with complex dissolved oxygen patter and temperature dependence**. Ecological Modelling 273. 2014. p.220-227.
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. (1991). Na ecosystem perspective of riparian zones – focus on links between land and water. **BioScience**, v.41. p. 540 -551.
- GRUPO DE ESTUDOS DE RECURSOS HÍDRICOS. **Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro**. TUNDISI, J.G, (Coord.). Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014. 76p.

- GRUPO DE HIDROLOGIA FÍSICA – SHS/EESC/USP. **Análise do balanço hídrico serial da bacia da represa do Broa, SP**. Research Gate, São Carlos, 2003.
- GÜCKER, B; BOËCHAT, I.O.; GIANI, A. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado Streams. **Freshwater Biology**, v. 54, pg. 2069 – 2085, 2009.
- GÜCKER, B; BRAUNS, M.; PUSCH, M.T. Effects of wastewater treatment plant in discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 313 – 329, 2006.
- GUERRA-TÃO, N. Estudo da viabilidade de implantação de um sistema de tratamento de first flush nas áreas urbanas da Bacia Santa Maria do Leme, São Carlos, SP. São Carlos: UFSCar, 2013.
- GUIMARÃES, V. **Resíduos de mineração e metalúrgica: efeitos poluidores em sedimentos e em espécie biomonitora – Rio Ribeira de Iguape – SP**. 2007. 160 p. Tese de Doutorado USP. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 2007.
- GUMARÃES, E.P.C. **Avaliação da disponibilidade e toxicidade de metais no rio Ribeira de Iguapé: comparação entre dois períodos pluviométricos distintos**. 2012. 93p. Monografia. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2012.
- HERRERA, D.J.M. **Integração de modelos de quantidade e qualidade da água para avaliação de cargas contaminantes em afluentes de mananciais de abastecimento**. 2013. 120p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília. 2013.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>. Acesso em 5 de set. 2016.
- KABATA-PEDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4ª edição. CRC Press. 2011.

- KILLOPS, S.D., KILLPOS. V.J. **Introduction to organic geochemistry**. 2^a Edição. Blackwell Publishing Ltd. 2005.
- KOMATSU, E., FUKUSHIMA, T., SHIRAISHI, H. **Modeling of P-dynamics and algal in a stratified reservoir – mechanics of P-cycle in water and interaction between overlying water and sediment**. Ecological Modelling. 197 (3-4) p. 331 – 349. 2006
- KYSER, K; BARR, J; IHLENFELD, C. Applied geochemistry in mineral exploration and mining. **Elements**. v. 11, p. 241 – 246: 2015.
- LAMPARELLI, M.C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 207 p. Tese de doutorado - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LEMES, M.J.L. **Avaliação de metais e elementos-traço em águas e sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo**. 2001. 215p. Dissertação de Mestrado – Instituto de Pesquisas Energética e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- LEMMON, P. E. A New Instrument for Measuring Forest Overstory Density. **Journal of Forestry**, v. 55, n. 9, p. 667–668, 1957.
- LEMMON, P. E. A Spherical Densimeter for Estimating Forest Overstory Density. **Forest Science**, v. 2, n. 4, p. 314–320, 1956.
- LISBOA, L.K. **Dinâmica da vegetação ripária em riachos de Mata Atlântica subtropical: composição da matéria orgânica alóctone e interação com invertebrados aquáticos**. 93p. Dissertação de mestrado – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2012.
- MENEZES, P. H. B. J. **Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na Bacia do lago Paranoá**. 2010. 117p. Dissertação de Mestrado – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- MERTZ W. (1974) **Chromium as a dietary essential for man**. In Trace Elements Metabolism, eds W. G. Hoekstra, J. W. Suttie, K. E. Ganther and W. Mertz, p. 185±198. University Park Press, Baltimore, MA

- MESSAGE, L.B. **Classificação do uso e ocupação na bacia hidrográfica do Córrego do Monjolinho, São Carlos-SP, utilizando SIG**. 2014. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.
- MOREIRA, R.C.A.; BOAVENTURA, G.R. Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da Bacia do Lago Paranoá -DF. **Química Nova** v. 26, n.6, p 812 – 820, 2003.
- MOREIRA, L.G.R. **A influência da precipitação no transporte de sólidos em cursos d' água urbanos: o caso do arroio dilúvio, Porto Alegre (RS), Brasil**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2009.
- MOZETO, A. A.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce. **Cubo Multimídia & Propaganda**, p. 222, São Carlos, 2006.
- NOGUEIRA, J.B. **Mecânica dos Solos -Ensaio de Laboratório**. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Geotecnia. São Carlos, 1995.
- ODUM, H.T. Primary Production in Flowing Waters. **Limnology and Oceanography**, v. 1, n. 2, p 102 – 117, 1956.
- PARINET, B.; LHOTE, A.; LEGUBE, B. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management – application to a tropical lake system. **Ecological Modelling**: Elsevier, v. 178. p. 295-311, 2004.
- PASSERINI, M.D. **Influência das frentes frias nos mecanismos de funcionamento da represa da USH Carlos Botelho (Lobo/BROA) – Itirapina – SP, dos pontos de vista químico, físico e biológico**. São Carlos: UFSCar, 2010.
- PAUL, M.J., MEYER, J.L. Streams in the urban landscape. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v.32, p 333 – 365, 2001.
- PEJON, O. J. **Mapeamento geotécnico da Folha Piracicaba - SP (escala 1:100.000): Estudo de aspectos metodológicos, de caracterização e de apresentação dos atributos**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2v. 1992.

- POFF, N. L., ALLAN, J.D., BAIN, M. B., KARR, J.R, PRESTEGAARD, K.L., RICHTER, B.D., SPARKS, R.E., STROMBERG. J. C. **The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration.** BioScience, v. 47., nº.11. 1997.
- RAUDKIVI, A.J. **Loose boundary hydraulics.** Oxford ergamon. England. 1990.
- REZENDE, G.R. Estudo da sub-bacia hidrográfica do rio Monjolinho, São Carlos – SO, utilizando o modelo matemático de qualidade da água QUAL-2E. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 07. n.02, 2011.
- ROBAINA, L. E.; FORMOSO, M. L. L.; PIRES, C. A. F. Metais pesados nos sedimentos de corrente, como indicadores de risco ambiental - Vale do Rio Sinos, RS. **Revista do Instituto Geológico**, v. 23, n. 2, p. 35-47, 2002
- RODRIGUES, L.M. **Alterações espaciais e temporais de características limnológicas resultantes da transformação rio-reservatório na área da Usina Hidrelétrica Dona Francisca, RS, Brasil.** 100 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2002.
- RODRIGUÉZ, M.P. **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis, físicas, químicas e biológicas.** Tese (Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2001.
- SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U.; MADER, P. **Heavy metals: problems and solutions**, New York, Springer Verlag. 1995. p. 19 – 31.
- SALOMONS, W.; FÖRSTNERS, U. **Metal in the hidrocycle.** Spring Verlager: Berlim, Heidelberg, 1984. 439p.
- SANTIAGO, C.D.; CUNHA-SANTINO, M.B. Avaliação preliminar da qualidade dos sedimentos de duas nascentes, córrego Espreado e rio Monjolinho, São Carlos - SP. **Revista de Ciências Ambientais -RCA.** v. 8, n. 1. 2014
- SANUDO-WHILHELMY, S.A. A phosphate alternative. **Revista Nature.** v. 439, p. 25 - 26. 2006

- SÃO PAULO, Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/planoestadualderecursoshidricos>. Acesso em: 28 de agosto de 2016.
- SÃO PAULO. **Lei nº 7.663**, de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos. Disponível em: http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/leis/1991_Lei_Est_7663.pdf> Acesso em 04 dezembro 2015.
- SÃO PAULO. **Plano Municipal de Saneamento do Município de São Carlos** (PMSSanCa) 2012. Disponível em: <http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/meio-ambiente/159636-plano-municipal-de-saneamento.html>> Acesso em 01 dezembro 2015.
- SÃO PAULO. Prefeitura Municipal de São Carlos. **Informações sobre a Cidade**. Disponível em: <http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/cidade/cidade-inicial.html>> Acesso em: 26 julho 2016.
- SEABURN, G.E. Effects of Urban Development on direct runoff to Esat Meadow Brook, Nassau County, Long Island, New York. **Geological Survey Professional Paper**. 627-B, United States Governament Printing Office, Washington: 1969.
- SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo. São Paulo, 1966. Escala 1:2.000.000. In: Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo: escala 1: 1000.000: nota explicativa. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo: CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2005.
- SILVA, D.M.L; CAMARGO, P.B; MCDOWELL, W.H. VIEIRA, I; SALOMÃO, M.S.M.B e MARTINELLI, L.A. Influence of land use changes on water chemistry in streams in the State of São Paulo, southeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.84, nº4, Rio de Janeiro, 2012.
- SILVA, F.L; JÚNIOR, I.B; CUNHA-SANTINO, M.B. Aplicação do índice de estado trófico na bacia hidrográfica do rio Monjolinho, São Carlos: uma análise temporal. **Simpósio Científico de Gestão Ambiental**. Realização ESALQ-USP, Piracicaba, SP: 2015.

- SOUZA, A. B. **Avaliação da qualidade ambiental nas nascentes do rio Monjolinho na porção à montante da estação de captação de água do Espraiado, São Carlos -SP.** 185 p. Dissertação (Mestre em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos. São Carlos São Paulo. 2011.
- SOUZA, M.C.B. **Influência da mata ciliar na qualidade da água de trecho do rio Jacarecica – Maceió/AL.** 2012. Dissertação de mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2012.
- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia.** São Paulo: Edgar Blücher, 1973. 1ª edição. 317 p.
- TAVARES, T.M.; CARVALHO, F.M. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do reconcavo baiano. **Revista Química Nova.** v. 15. p. 147 – 154. 1992.
- TOMAZ, P. **Curso de manejo de águas pluviais: Capítulo 59 – Wetland construída para melhoria da qualidade das águas pluviais.** Disponível em: http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/capitulo59_wetland.pdf> Acesso em 10 de agosto de 2016.
- TUCCI, C. E.M. 2010. Urbanização e Recursos hídricos. p. 113-128. In BICUDO, C.E.M.; TUNDISI, J.G.; SCHEUENSTUHI, M.C.B. (Orgs.) **Águas do Brasil. Análises Estratégicas.** Academia Brasileira de Ciências; Secretaria do Meio Ambiente. Estado de São Paulo. 222p. 2010.
- TUCCI, C.E.M; MENDES, C.A. Curso de Avaliação Ambiental de Integrada de Bacia - Ministério do Meio Ambiente (MMA). 302 p. Secretaria de Qualidade Ambiental – Rhama Consultoria Ambiental 2006.
- TUNDIDI, J.G.; MATSURA - TUNDISI, T. 2008. **Limnologia.** Oficina de Textos, 1ª edição. São Paulo. 632 p.
- TUNDISI, J.G. Os recursos hídricos e o futuro: síntese. In: BRAGA, B; TUNDISI, J.G; TUNDISI, T.M; CIMINELLI, V.S.T (Org.) **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** 4. Ed. São Paulo: Escrituras Editoras, 2015.

- UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM (UNEP). **Water quality for ecosystem and human health**. 2ª edição. Ontario: DrukamiaMiw, 2008.
- VANNOTE, R.L.; MISHALL, G.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** v. 37, n.1, p130 – 137, 1980.
- VON SPERLING, V. M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 4ª Edição. 452 p. 2014.
- WEBSTER, J.R; VALETT, H.M. **Methods in StreamEcology. Cap. 8- Solute Dynamics. Virginia Polytechnic and State University. P. 169-185. 2006**
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking-water Quality: **Chromium in Drinking-water**. Geneva: WHO, 1996. 13 p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking-water **Quality: Copper in Drinking-water**. Geneva: WHO, 2004. 31 p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking-water Quality: **Chromium in Drinking-water**. Geneva: WHO, 1996. 13 p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking-water **Quality: Copper in Drinking-water**. Geneva: WHO, 2004. 31 p.