

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

LORENA MILOCK DE FREITAS

QUALIDADE DA ÁGUA EM SUB-BACIAS COM DIFERENTES USOS DO SOLO NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO JOÃO

PONTA GROSSA

2016

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

LORENA MILOCK DE FREITAS

QUALIDADE DA ÁGUA EM SUB-BACIAS COM DIFERENTES USOS DO SOLO NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO JOÃO

Dissertação apresentada para a obtenção
do título de Mestre em Engenharia
Sanitária e Ambiental no Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Sanitária
e Ambiental da Universidade Estadual de
Ponta Grossa, Área de Concentração:
Saneamento Ambiental e Recursos
Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Rogério Szeliga
Co-orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Godoy

PONTA GROSSA

2016

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

Freitas, Lorena Milock de
F866 Qualidade da água em sub-bacias com
diferentes usos do solo na Bacia
Hidrográfica do Rio São João/ Lorena
Milock de Freitas. Ponta Grossa, 2016.
109f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia
Sanitária e Ambiental - Área de
Concentração: Saneamento Ambiental e
Recursos Hídricos), Universidade Estadual
de Ponta Grossa.
Orientador: Prof. Dr. Marcos Rogério
Szeliga.
Coorientador: Prof. Dr. Luiz Carlos
Godoy.

1.Bacia hidrográfica. 2.Sub-bacia.
3.Qualidade da água. 4.Uso do solo.
I.Szeliga, Marcos Rogério. II. Godoy,
Luiz Carlos. III. Universidade Estadual de
Ponta Grossa. Mestrado em Engenharia
Sanitária e Ambiental. IV. T.

CDD: 551.48



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE



FOLHA DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação: **“Qualidade da água em sub-bacias com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Rio São João”**

Nome: **LORENA MILOCK FREITAS**

Orientador: **Prof. Dr. Marcos Rogério Szélíga**

Co-orientador: **Prof. Dr. Luiz Carlos Godoy**

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Marcos Rogério Szélíga
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Dr.ª Ana Carolina Barbosa Kummer
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Prof. Dr. Carlos Hugo Rocha
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Prof. Dr. Luiz Carlos Godoy
Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG

Ponta Grossa, 29 de fevereiro de 2016.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me iluminado durante esta caminhada tão importante para o meu crescimento profissional e, principalmente, pessoal. Só Ele sabe o quão difícil foi chegar até aqui.

A minha família, meus pais Nadir e José e minhas irmãs Janaina e Rosana, e meu namorado Alexandre, pela compreensão e paciência nos momentos de afastamento e de mau humor e pelas palavras de incentivo durante as “crises”.

Aos professores, Marcos e Godoy, pela orientação e ensinamentos, pelo apoio nos momentos difíceis e pela amizade.

A Eliane, primeiramente pelo convite para a realização desta pesquisa. Em seguida pela ajuda, paciência e ensinamentos durante todos os momentos no decorrer do trabalho. Obrigada pela sua amizade! Ao Yugo pela ajuda durante as saídas de campo com chuva e pelos almoços.

Ao Laboratório de Mecanização Agrícola – LAMA pelo financiamento das análises e pelo transporte durante as saídas de campo. Agradeço ao professor Pedro pela contribuição no desenvolvimento da pesquisa, pelas correções bem humoradas e pelo auxílio na análise e interpretação dos resultados. A Nátali pelos ensinamentos em estatística, pela ajuda na análise e interpretação dos resultados e pela troca de experiências e incentivo. Aos estagiários, Bruno e Milena, que auxiliaram durante as saídas de campo. A todos do LAMA que contribuíram de alguma forma.

A todos do Laboratório de Recursos Hídricos, em especial ao Wilson, pela grande ajuda na realização das análises, pelos cafés e pelo bom humor.

Ao Laboratório de Engenharia Civil, em especial ao Cícero, pela ajuda nas análises e pela paciência.

A todos os meus amigos, pelas conversas, apoio e incentivo nos momentos difíceis, vocês foram muito importantes!

A CAPES e a Fundação Araucária pela concessão da bolsa no período de vigência do mestrado.

RESUMO

Atividades antrópicas desenvolvidas em bacias hidrográficas podem afetar os recursos hídricos, diminuindo sua disponibilidade. O presente trabalho foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio São João, manancial de abastecimento do município de Carambeí (PR), a fim de compreender os efeitos do uso e ocupação do solo na qualidade da água. Foram coletadas amostras de água durante nove meses, de abril a dezembro de 2015, em duas sub-bacias, uma com predomínio de vegetação nativa (sub-bacia 1 - 69,8%) e outra com predomínio de agricultura (sub-bacia 2 - 54,1%). Os parâmetros analisados foram oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade elétrica (CE), pH, sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez, cor aparente, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (N-total), fósforo total (P-total), coliformes totais (CT) e fecais (CF). A análise de variância (ANOVA) confirmou que existem diferenças significativas entre os pontos de coleta. A sub-bacia 2 apresentou as menores médias para OD ($6,2 \text{ mg L}^{-1}$) e pH (6,9) e maiores médias para temperatura ($17,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$), cor (68,1), turbidez ($26,5 \text{ UNT}$), STD ($56,6 \text{ mg L}^{-1}$), CE ($76,1 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$), P-total ($1,7 \text{ mg L}^{-1}$), N-total ($2,1 \text{ mg L}^{-1}$), DBO ($18,2 \text{ mg L}^{-1}$) e CF (1451,0 NMP) e apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA nº 357 para rios de água doce de classe II para P-total, DBO e CF. A sub-bacia 1 apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA nº 357 para DBO e P-total e valores elevados de N-total ($1,1 \text{ mg L}^{-1}$). A análise de correlação de Pearson demonstrou haver influência da precipitação acumulada na sub-bacia 1 para turbidez (- 0,70), STD (- 0,88) e CE (- 0,74) e na sub-bacia 2 para N-total (0,66) e CF (0,67). A temperatura atmosférica demonstrou correlações positivas com a temperatura da água, devido à variações sazonais naturais, o que influenciou os parâmetros nas duas sub-bacias, direta ou indiretamente, tanto nas temperaturas máximas, médias e mínimas. O OD apresentou relação inversa com a temperatura atmosférica nas duas sub-bacias. O pH do ponto 2 apresentou correlações negativas com a temperatura atmosférica, assim como a turbidez do ponto 1 (-0,67 temp. mín. dois dias). A cor apresentou correlações negativas com a temperatura atmosférica nas duas sub-bacias. A CE (0,74 temp. mín. dois dias) e os CF (0,74 temp. mín. dois dias) apresentaram correlação positiva com a temperatura atmosférica para o ponto 2. De maneira geral, constatou-se que a qualidade da água da sub-bacia 2 é fortemente influenciada pela agricultura, juntamente com a falta de vegetação ciliar e a adubação com dejetos animais. A sub-bacia 1 apresentou melhor qualidade da água devido a maior porcentagem de vegetação nativa. Entretanto, a falta de Área de Preservação Permanente nas nascentes e as granjas localizadas a montante da bacia afetam a qualidade da água.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, sub-bacia, qualidade da água, uso do solo.

ABSTRACT

Anthropogenic activities developed in watersheds affects water resources, decreasing its quality and quantity. This work was developed in the São João river watershed, supply source in the city of Carambeí (PR), in order to understand the effects of land use and occupation in water quality. Water samples were collected for nine months, from April to December 2015, in two sub-basins, a predominantly native vegetation (sub-basin 1 - 69.8%) and the other with agricultural predominance (sub-basin 2 - 54.1%). The parameters analyzed were dissolved oxygen (DO), temperature, electrical conductivity (EC), pH, total dissolved solids (TDS), turbidity, apparent color, biochemical oxygen demand (BOD), total nitrogen (total-N), total phosphorus (total-P), total coliform (TC) and fecal (FC). Analysis of variance (ANOVA) confirmed that there are significant differences between the collection points. The sub-basin 2 had the lowest averages for DO (6.2 mg L^{-1}) and pH (6.9) and highest averages for temperature (17.8°C), color (68.1), turbidity (26.5 UNT) TDS (56.6 mg L^{-1}), EC ($76.1 \mu\text{S cm}^{-1}$), total-P (1.7 mg L^{-1}), total-N (2.1 mg L^{-1}), BOD (18.2 mg L^{-1}) and FC (1451.0 MPN) and presented values above the set by CONAMA nº 357 for total-P, BOD and FC. The sub-basin 1 had values above the set by CONAMA nº 357 for BOD and total-P and high values total-N (1.1 mg L^{-1}). The Pearson correlation analysis showed that there was influence of accumulated rainfall in the sub-basin 1 for turbidity (- 0.70), TDS (- 0.88) and EC (- 0.74) and in the sub-basin 2 to total-N (0.66) and FC (0.67). The atmospheric temperature showed positive correlations with the water temperature, which influenced the parameters in the two sub-basins directly or indirectly, both in maximum, medium and minimum temperatures. The OD showed an inverse relationship with the atmospheric temperature in the two sub-basins. The pH in point 2 had a negative correlation with the atmospheric temperature, and the turbidity point 1 (- 0.67 min. temp. two days). The color had a negative correlation with atmospheric temperature in the two sub-basins. The EC (0.74 min. temp. two days) and CF (0.74 temp. min. two days) showed a positive correlation with atmospheric temperature to the point 2. In general, it was found that the water quality of the sub-basin 2 is strongly influenced by agriculture, coupled with the lack of riparian vegetation and fertilization with animal manure. The sub-basin 1 showed improved water quality due to a higher percentage of native vegetation. However, the lack of Permanent Preservation Area in the springs and farms located upstream of the basin affect water quality.

Keywords: river basin, sub-basin, water quality, land use.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1	- Localização da bacia hidrográfica do rio São João	48
FIGURA 2	- Sub-bacias delimitadas na bacia hidrográfica do rio São João	49
FIGURA 3	- Hipsometria da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2	52
FIGURA 4	- Classes de declividade do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2	53
FIGURA 5	- Geologia da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2	54
FIGURA 6	- Hidrografia e hierarquização dos canais da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2	56
FIGURA 7	- Solos da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2	58
FIGURA 8	- Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio São João no ano de 2013 com destaque para as sub-bacias 1 e 2	64
FIGURA 9	- Limites, hidrografia, buffers e ponto de coleta da sub-bacia 1	68
FIGURA 10	- Localização do ponto de coleta da sub-bacia 1	68
FIGURA 11	- Limites, hidrografia, buffers e ponto de coleta da sub-bacia 2	69
FIGURA 12	- Localização do ponto de coleta da sub-bacia 2	70
FIGURA 13	- Localização do ponto de coleta da sub-bacia 2	71
FIGURA 14	- Ponto de coleta da sub-bacia 1 no dia 08/12/2015 (coleta 9) onde foram registrados 0,0 mm de chuva com 2 dias anteriores à coleta e 56,0 mm de chuva com 5 dias anteriores a coleta	89
FIGURA 15	- Ponto de coleta da sub-bacia 2 no dia 08/12/2015 (coleta 9) onde foram registrados 0,0 mm de chuva com 2 dias anteriores à coleta e 56,0 mm de chuva com 5 dias anteriores a coleta	89

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	- Largura das APP de acordo com a larguras do rio	38
TABELA 2	- Sub-bacias selecionadas e respectivas porcentagens de uso	50
TABELA 3	- Porcentagem de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio São João	65
TABELA 4	- Classes de uso e ocupação do solo das sub-bacias 1 e 2 e respectivas porcentagens de uso e hectares	66
TABELA 5	- Valores médios dos parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) analisados para os pontos 1 e 2, p valor, coeficiente de variação (CV) e padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 (BRASIL, 2005a)	74
TABELA 6	- Valor máximo (máx.), mínimo (mín.), mediana (med.) dos parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) analisados para os pontos 1 e 2 e padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 (BRASIL, 2005a)	75
TABELA 7	- Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) e a precipitação acumulada para dois e cinco dias anteriores a coleta	87
TABELA 8	- Precipitação acumulada (mm) de dois e cinco dias anteriores às coletas para cada dia de coleta	88
TABELA 9	- Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais	

	dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) e a temperatura máxima, mínima e média no dia de coleta	91
TABELA 10	- Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) e a temperatura máxima, mínima e média dois dias anteriores a coleta	92
TABELA 11	- Temperatura (°C) máxima, mínima e média do dia e médias das temperaturas máximas, mínimas e médias de dois dias anteriores para cada dia de coleta	92

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1	- Divisão da água doce em classes e seus usos preponderantes ..	25
QUADRO 2	- Descrição das classes de solos da bacia hidrográfica do rio São João	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ANOVA	Análise de variância
APP	Área de Preservação Permanente
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CF	Coliformes Fecais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Coliformes Totais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ES	Espírito Santo
ETA	Estação de Tratamento de Esgotos
EUA	Estados Unidos da América
FOM	Floresta Ombrófila Mista
FOMM	Floresta Ombrófila Mista Montana
FOMA	Floresta Ombrófila Mista Aluvial
IAPAR	Instituto Agrônômico do Paraná
LRH	Laboratório de Recursos Hídricos
NE-SW	Nordeste-Sudoeste
NMP	Número Mais Provável
N-total	Nitrogênio Total
NW-SE	Noroeste-Sudeste
MG	Minas Gerais
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PA	Pará
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNRH	Política Nacional dos Recursos Hídricos
PR	Paraná
P-total	Fósforo Total
P	Fósforo
QGis	Quantum Gis
SC	Santa Catarina
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SP	São Paulo
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
SUREHMA	Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente
UEPG	Universidade Estadual de Ponta Grossa
UC	Unidade de cor
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UT	Unidades de Turbidez
FTU	Unidades de Turbidez de Formazina

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1	IMPORTÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO DA ÁGUA	15
3.2	USO DO SOLO E QUALIDADE DA ÁGUA	16
3.3	POLUIÇÃO DA ÁGUA	20
3.4	FONTES DE POLUIÇÃO	20
3.5	USOS DA ÁGUA	23
3.6	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	26
3.6.1	PARÂMETROS FÍSICOS	27
3.6.1.1	COR	27
3.6.1.2	TURBIDEZ	28
3.6.1.3	SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (STD)	29
3.6.1.4	TEMPERATURA	29
3.6.1.5	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE)	30
3.6.2	PARÂMETROS QUÍMICOS	30
3.6.2.1	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (PH)	30
3.6.2.2	NITROGÊNIO	31
3.6.2.3	FÓSFORO	33
3.6.3	MATÉRIA ORGÂNICA	33
3.6.3.1	OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)	34
3.6.3.2	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)	35
3.6.4	VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS	35
3.7	IMPORTÂNCIA DA VEGETAÇÃO PARA A QUALIDADE DA ÁGUA ..	36
3.8	BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE PLANEJAMENTO E GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS	40
3.9	APLICAÇÃO DE SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG) EM RECURSOS HÍDRICOS	45
4	MATERIAL E MÉTODOS	48
4.1	ÁREA DE ESTUDO	48

4.2	DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA	48
4.3	CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO JOÃO E DAS SUB-BACIAS SELECIONADAS	51
4.3.1	CLIMA	51
4.3.2	GEOMORFOLOGIA	51
4.3.3	GEOLOGIA	53
4.3.4	HIDROGRAFIA	56
4.3.5	SOLOS	57
4.3.6	VEGETAÇÃO	61
4.3.7	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	62
4.4	CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA	67
4.5	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	71
4.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA	72
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
5.1	ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)	74
5.2	ANÁLISE DE CORRELAÇÃO	87
6	CONCLUSÃO	97
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	98
	REFERÊNCIAS	99

1 INTRODUÇÃO

A água é o elemento fundamental que proporcionou a existência e a manutenção de diferentes formas de vida no Planeta e suas peculiaridades a tornam um importante indicador da qualidade ambiental, tendo em vista que durante seu percurso a mesma adquire características derivadas do ambiente, as quais modificam a sua qualidade.

Os diferentes usos e ocupações do solo na bacia hidrográfica, ocasionados pelo acentuado crescimento demográfico e consequente processo de urbanização, promovem a degradação da disponibilidade hídrica, gerando conflitos para satisfazer as demandas crescentes. Desta forma, cada vez mais é reconhecida a estreita relação existente entre o uso do solo e seus impactos na qualidade e quantidade de água, tanto no meio urbano quanto rural, evidenciada pela grande quantidade de trabalhos abordando esta temática. (BU et al., 2014; KNEE; ENCALADA, 2014; LIANG et al., 2013; LIMA et al., 2015; MENESES et al., 2015; MORI et al., 2015; SILVA et al., 2012; TU, 2013; VALLE JUNIOR et al., 2015; WANG et al., 2014; WITTMAN et al., 2013). Neste sentido, estudos focados em recursos hídricos são essenciais para garantir uma adequada disponibilidade de água para as atuais e futuras gerações, assim como para manter os ecossistemas em equilíbrio, auxiliando na identificação de potenciais impactos na bacia hidrográfica relacionados com problemas de uso e ocupação do solo.

A unidade territorial escolhida nesta temática é a bacia hidrográfica, visto que dentro dos seus limites torna-se possível a visualização sistêmica do meio com os seus diversos componentes, facilitando a sua compreensão. Devido à grande quantidade de informações que este tipo de análise pode necessitar, os Sistemas de Informações Geográficas surgem como uma ferramenta integradora que tem sido amplamente utilizada no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos.

Atenção especial tem sido direcionada aos mananciais de abastecimento público, tendo em vista a sua importância para o desenvolvimento social e econômico de uma região, como é o caso da bacia hidrográfica do rio São João, a qual é utilizada para o abastecimento do município de Carambeí - PR. O presente trabalho tem como enfoque duas sub-bacias pertencentes à bacia hidrográfica do rio São João, as quais apresentam diferentes usos e ocupações do solo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Verificar a qualidade da água em duas sub-bacias inseridas na bacia hidrográfica do rio São João, manancial de abastecimento do município de Carambeí - PR, as quais apresentam diferentes usos e ocupações do solo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a qualidade da água em duas sub-bacias com uso e ocupação do solo distintos: vegetação nativa e agricultura;
- Relacionar os resultados de qualidade da água com o uso do solo em cada sub-bacia;
- Verificar se os parâmetros de qualidade de água estão em concordância com a legislação CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) para rios de água doce de classe II.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 IMPORTÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO DA ÁGUA

A água é o elemento fundamental que possibilitou a existência e a manutenção de diferentes formas de vida na Terra. Nela são transportados diversos gases, substâncias e compostos orgânicos essenciais para o metabolismo dos organismos vivos, motivo que a torna uma das substâncias mais importantes do Planeta. Desta forma, conhecer as suas características é fundamental tendo em vista que a água é “um elemento essencial e insubstituível.” (MACHADO, 2010, p. 1). A água está amplamente distribuída na natureza e circula continuamente pelo ambiente através do ciclo hidrológico, o que a torna um importante recurso natural renovável. (BRAGA et al., 2005).

Devido a sua excelente aptidão como solvente e a sua capacidade em transportar partículas (VON SPERLING, 1996), a água agrega em sua composição diversas substâncias que a tornam quimicamente complexa. (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Sendo assim é possível afirmar que a constituição das águas naturais resulta da interação entre os ambientes terrestre, aquático e atmosférico e de uma série de processos químicos, derivados do seu percurso no ambiente, adquirindo características peculiares dos locais por onde drenam. (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A água ocupa cerca de 70% da superfície da Terra e sua distribuição ocorre de forma desigual, tanto espacial quanto temporalmente, sendo a sua disponibilidade um importante agente modelador dos ecossistemas. (BRAGA et al., 2005). O Brasil é considerado detentor de uma abundante quantidade de água que, entretanto, não se distribui de maneira uniforme pelo seu território quando comparada com a densidade demográfica do país. (LONDE et al., 2014; TUNDISI; TUNDISI, 2011). Esta vasta disponibilidade hídrica tem dado suporte à propagação no país da cultura do desperdício, à falta de investimentos ao uso e proteção eficientes da água e sua pouca valorização econômica. (REBOUÇAS, 2006).

Apesar da relação de dependência que a água impõe sobre a humanidade, as atividades antrópicas degradam cada vez mais os corpos hídricos, prejudicando sua qualidade e quantidade, extinguindo espécies e deteriorando suas funções ecossistêmicas. (BRASIL, 2011). Felizmente, a consciência de que este é um recurso natural limitado e de que os custos do seu tratamento são elevados, está

cada vez mais disseminado na sociedade (TUNDISI; TUNDISI, 2011), desmistificando um conceito de inesgotabilidade que lhe foi atribuído.

Por ser um recurso estratégico para o desenvolvimento econômico e social de uma população, nota-se nos últimos anos uma maior preocupação em termos globais em relação à água, evidenciada por um aumento na produção de estudos a respeito dos usos, quantidade e qualidade da água, em diversas áreas do conhecimento (MACHADO; TORRES, 2012; PLESSIS; HARMSE; AHMED, 2014), principalmente em países com grande potencial hídrico como o Brasil. (COLETTI et al., 2010). Esta preocupação relativamente recente também impulsionou a criação de leis para a regulamentação do uso dos recursos hídricos, nas esferas federal, estadual e municipal, como uma tentativa de garantir a sua preservação. (BOTELHO; SILVA, 2004). No Brasil foi criada a Lei nº 9.433 (BRASIL, 1997) que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), a qual descreve em seu Capítulo I, Artigo 1º, alguns fundamentos nos quais se baseia:

- I – a água é um bem de domínio público;
- II – a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;
- III – em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;
- IV – a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;
- V – a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional dos Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos;
- VI – a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

3.2 USO DO SOLO E QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade da água é um reflexo das substâncias que a compõe, derivadas dos ambientes naturais e antrópicos da bacia hidrográfica de onde a água se origina, circula, percola ou fica armazenada. (REBOUÇAS, 2006). Desta forma, podem-se utilizar os recursos hídricos como indicadores das condições ambientais de um ecossistema, já que os mesmos acumulam problemas durante seu percurso e podem ser vistos como um elemento integrador. (MENDES; CIRILO, 2013).

O conhecimento da qualidade da água é um fator essencial para uma adequada gestão dos recursos hídricos. (BRASIL, 2012a). Estudos sob este enfoque são de extrema relevância, visto que o acompanhamento de alterações na qualidade da água auxilia na identificação de potenciais impactos na bacia hidrográfica relacionados com problemas de uso e ocupação do solo. A avaliação da qualidade da água exige cuidados para que os dados obtidos reproduzam apropriadamente as

condições da bacia hidrográfica, tornando-se necessário o entendimento dos processos ambientais para progredir no conhecimento dos ecossistemas e assim atuar de maneira correta na origem dos impactos encontrados. (BRAGA; PORTO; TUCCI, 2006). Apesar de sua importância, as questões relacionadas com a qualidade da água têm recebido menores investimentos, apoio científico e atenção da população quando comparada com os aspectos quantitativos da mesma. (BRASIL, 2011).

A trajetória da água no Planeta é complexa, estando estritamente ligada ao crescimento populacional, ao nível de urbanização e aos seus múltiplos usos, fatores que afetam a sua disponibilidade. (TUNDISI; TUNDISI, 2011). Merece destaque o fato de que a disponibilidade hídrica relaciona-se tanto com a quantidade como com a qualidade da água. (BRAGA et al., 2005).

Cada vez mais é reconhecida a forte influência que as características da bacia hidrográfica exercem sobre a qualidade das águas superficiais, incluindo a composição da paisagem e sua configuração espacial (BATENI; FAKHERAN; SOFFIANIAN, 2013), assim como o grau e o tipo de uso e ocupação do solo. (KAMJUNKE et al., 2013). As transformações sucedidas nas bacias hidrográficas e a intensidade com que as mesmas ocorrem refletem-se em alterações na disponibilidade hídrica, interferindo no equilíbrio dinâmico do ciclo hidrológico e aumentando a pressão sobre os recursos hídricos. Os impactos observados nos recursos hídricos são sintomas, muitas vezes, de problemas que há tempos vem ocorrendo e intervenções somente no vínculo final desta cadeia de causa e efeito são falhas, com investimentos de tempo e recursos sem retorno, o que gera insatisfação. (MENDES, 2006).

As atividades antrópicas desenvolvidas na bacia hidrográfica ameaçam constantemente a integridade dos ecossistemas aquáticos continentais, produzindo impactos ambientais cada vez mais numerosos e complexos, além de tornar a sua solução cada vez mais difícil. (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Desta forma “A água que viabilizou o processo de urbanização tem sido constantemente inviabilizada por ele.” (MACHADO, 2010, p. 2).

O crescimento populacional testemunhado nas últimas décadas é o principal fator causador da degradação dos recursos hídricos, evidenciado nos impactos resultantes da intensa urbanização e do aumento das atividades industriais, agrícolas e pecuárias, para atender a demanda populacional crescente. (LIBÂNIO,

2005). O lançamento de despejos domésticos resultante das atividades diárias da população, com alta carga nutriente, agrava a poluição da água. Dados da Agência Nacional de Águas (ANA) apontam que o aumento populacional brasileiro dos últimos cinquenta anos não foi acompanhado de forma proporcional pelos serviços de coleta e tratamento de esgotos, com consequente poluição dos corpos de água superficiais do país. (BRASIL, 2012a). Os centros urbanos, industriais e as áreas em desenvolvimento agrícola já se deparam com dificuldades relacionadas com a qualidade de água, fato relevante que, como a escassez quantitativa, conduz a sérios problemas relacionados com saúde pública, economia e meio ambiente (REBOUÇAS, 2006) o que acaba interferindo no desenvolvimento econômico de um território. (TUNDISI; BRAGA; REBOUÇAS, 2006).

Vários estudos têm evidenciado a estreita relação existente entre os diferentes usos do solo e seus impactos na qualidade da água, tanto no meio urbano quanto no meio rural.

Na bacia hidrográfica do rio Piedras, localizada em uma área altamente urbanizada em Porto Rico, Ramírez et al. (2014) caracterizaram a qualidade da água e relacionaram os resultados com a intensidade da urbanização, como percentual de cobertura impermeável e infraestrutura (estradas e tubulações). Dentre os parâmetros avaliados, o cálcio obteve valores médios variando entre 17 e 30 mg L⁻¹, considerados particularmente altos, sendo atribuída a sua fonte, dentre as várias possibilidades, à dissolução do concreto encontrado nas superfícies impermeáveis. Os autores consideram que o nível de urbanização na bacia é elevado e claramente se reflete sobre a qualidade da água.

Wang et al. (2014), estudando a influencia de padrões de uso da terra na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Daliao (China), constataram que apesar de a área urbana apresentar pequena porcentagem de cobertura (5%) este tipo de uso esteve correlacionado com a maioria dos parâmetros de qualidade da água analisados, sendo apontado como o maior contribuinte para a poluição da água, evidenciado nas diferentes formas de nitrogênio analisadas (NH₄⁺ e NO₂⁻).

Analisando a correlação do uso do solo com a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Itapemirim (ES), Freire e Castro (2014) constataram que as sub-bacias com os mais elevados índices de atividade humana (pastagem e solo exposto) foram as que apresentaram elevado grau de degradação da qualidade da

água, representado por teores de nitrato e oxigênio dissolvido fora da normalidade, apresentando uma correlação positiva de 0,87.

Kamjunke et al. (2013) avaliaram a constituição biogeoquímica da água nas estações seca e chuvosa na bacia hidrográfica do rio Bode (Alemanha), a qual apresenta um gradiente de uso e ocupação do solo de montante (vegetação) à jusante (agricultura). Foi constatado que o efeito espacial é mais importante na determinação dos parâmetros de qualidade da água em relação aos efeitos sazonais, visto que a maioria dos parâmetros aumentou sua concentração ao longo do gradiente longitudinal, partindo das cabeceiras protegidas por vegetação natural para as áreas dominadas por agricultura à jusante da bacia. Além disso, os autores concluíram que a concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) está positivamente relacionada com a proporção da área de agricultura da bacia, a qual é predominante (70%).

Em bacias hidrográficas no norte da Geórgia (EUA) Tu (2013) avaliou variações espaciais entre a qualidade da água e o uso do solo, através de um gradiente de urbanização, constatando que estas variações são fortemente influenciadas pelo nível de urbanização da bacia. O autor constatou que em bacias hidrográficas altamente urbanizadas existe forte relação entre urbanização e a concentração de nutrientes e que a agricultura geralmente associa-se com boa qualidade da água. Já em bacias hidrográficas pouco urbanizadas a agricultura relaciona-se com poluição da água e o nível de urbanização apresenta forte associação com a condutividade elétrica.

Apesar dos benefícios sociais e econômicos proporcionados por mudanças no uso do solo pelas atividades humanas, como a apropriação de produtos e serviços ambientais, ocorre simultaneamente uma diminuição da capacidade do ambiente de sustentar estas atividades, dentre as quais a adequada manutenção dos recursos hídricos e florestais. (FOLEY et al., 2005). Estas modificações podem ter consequências de longo prazo para os ambientes aquáticos, sendo necessárias décadas para sua recuperação, a qual muitas vezes não ocorre somente com a proteção da mata ciliar, mas pode exigir a conservação de parte ou de toda a bacia hidrográfica. (HARDING et al., 1998).

Estes impactos podem acabar restringindo vários dos usos atribuídos aos corpos hídricos. Uma forma de garantir uma adequada disponibilidade hídrica para

os diferentes usos antrópicos destinados a água é o disciplinamento do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. (MOTA, 1995).

3.3 POLUIÇÃO DA ÁGUA

Na Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), Lei nº 6.938 (BRASIL, 1981), o conceito de poluição ambiental é abordado no seu Artigo 3º, Inciso III, onde descreve-se:

- III – poluição, 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) Lancem matéria ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

No que diz respeito aos recursos hídricos, a poluição pode ser elucidada como qualquer mudança em suas características naturais que possam torná-los prejudiciais às formas de vida que deles dependam e que dificultem ou impossibilitem os usos destinados a eles. (LORANDI; CANÇADO, 2002). Ainda, segundo os autores, se a poluição de determinado corpo hídrico trazer riscos à saúde humana diz-se que houve contaminação da água.

Basicamente podem-se dividir as fontes de poluição dos corpos hídricos superficiais de duas maneiras, de acordo com a sua origem: poluição pontual, ou localizada, e poluição difusa. (BRAGA et al., 2005; MOTA, 1995). A poluição pontual caracteriza-se por ocorrer de forma centralizada no espaço, proveniente de um local determinado, como é o caso das tubulações de efluentes domésticos ou industriais, sendo de fácil identificação e possível controle. Já a poluição difusa alcança o corpo hídrico de forma dispersa no ambiente, distribuída ao longo de sua extensão, como no caso dos resíduos oriundos das atividades agrícolas, o que acaba dificultando a sua identificação e, por consequência, sua remediação.

Independente da origem de poluição existente na bacia hidrográfica o controle da qualidade da água deve ser realizado abrangendo toda a bacia, e não concentrar-se em fontes individuais de poluição. (VON SPERLING, 1996).

3.4 FONTES DE POLUIÇÃO

São diversas as fontes de poluição da água, estando diretamente associadas ao uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Importante destacar que existem impactos naturais que podem alterar a qualidade da água, como, por

exemplo, a decomposição de animais e vegetais mortos e a erosão das margens dos corpos hídricos, mas que, entretanto, não causam grandes problemas ambientais, pois são amortecidos pelo equilíbrio natural, a não ser que sejam intensificados pelo homem. (LORANDI; CANÇADO, 2002; MOTA, 1995; SCHEFFER; RIBICKI; VIANNA, 2010).

De origem antrópica, as fontes de poluição que mais impactam os recursos hídricos e merecem destaque são (LORANDI; CANÇADO, 2002; MOTA, 1995; ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004; TUNDISI; TUNDISI, 2011):

- a) efluentes domésticos: origem predominante de habitações (pias, banheiros e etc.), com composição mais ou menos definida, variando em função da sua concentração, dos hábitos populacionais e dos tipos de sistemas de tratamento de esgoto, sendo uma das principais causas da poluição das águas interiores no país;
- b) efluentes industriais: variam de acordo com o tipo de processamento utilizado e se caracterizam por apresentar compostos químicos tóxicos, elevadas temperaturas, cor, turbidez, odor, carga nutriente e etc. Como exemplo pode-se citar: indústrias químicas, têxteis e alimentícias e fábricas de papel e celulose;
- c) água de escoamento superficial e de infiltração, que carregam consigo impurezas e irão depender: do uso do solo na bacia, das características hidrológicas (quantidade, duração e frequência das chuvas), da existência ou não de cobertura vegetal, das características do solo, da declividade e etc. Dividem-se em:
 - Origem urbana: carregam sedimentos, matéria orgânica, microorganismos patogênicos, compostos químicos, etc., provenientes da poluição atmosférica, ligações clandestinas de esgotos nas galerias de água pluvial, resíduos sólidos, etc,
 - Origem agropastoril: resíduos animais com elevada carga de matéria orgânica e microorganismos patogênicos, pesticidas resistentes no ambiente, fertilizantes, que contribuem para a carga de nutrientes na água, principalmente nitrogênio e fósforo.

Cada fonte de poluição evidenciada apresenta características intrínsecas em relação aos poluentes que transportam. Pode-se, entretanto, enumerar os poluentes mais comumente encontrados na água (LIBÂNIO, 2005):

- a) matéria orgânica, que promove a redução do oxigênio dissolvido na água através da sua decomposição, afetando as formas de vida aquáticas;
- b) microorganismos patogênicos, que aumentam o risco de doenças de veiculação hídrica;
- c) carga de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que aumentam o grau de trofia da água, podendo acarretar a proliferação de algas e diminuição do oxigênio dissolvido;
- d) substâncias orgânicas sintéticas, não biodegradáveis, como pesticidas e detergentes;
- e) sedimentos, podendo causar assoreamento dos corpos d'água e modificações na sua qualidade e quantidade.

A combinação de diferentes contaminantes na água pode gerar impactos piores do que aqueles gerados pela acumulação de somente um poluente (BRASIL, 2011).

A seguir estão descritas algumas consequências resultantes da poluição e contaminação da água (MOTA, 1997; TUNDISI; TUNDISI, 2008):

- a) prejuízos aos usos, em especial o abastecimento humano, quando detectadas doenças de veiculação hídrica;
- b) maior custo no tratamento da água, repassado ao consumidor;
- c) carregamento de sedimentos que podem ocasionar: assoreamento do corpo hídrico, interferindo na sua hidrodinâmica e diminuindo a oferta de água, acentuação da turbidez e aumento do material em suspensão, interferências nos ciclos biogeoquímicos, prejuízos aos organismos aquáticos, alterando a oferta alimentar (diminuição da fotossíntese) e interferindo no seu ciclo de vida (modificação no substrato), etc;
- d) eutrofização, através do carregamento de nutrientes provenientes de efluentes domésticos, industriais e áreas agrícolas;
- e) prejuízos à qualidade de vida da população e degradação das paisagens aquáticas.

Neste cenário, merecem destaque os mananciais de abastecimento e os custos relativos ao tratamento da água para consumo humano. Águas utilizadas para abastecimento público, captadas de mananciais desprotegidos, não são confiáveis, pois meramente obedecem aos parâmetros de qualidade ou potabilidade

estabelecidos na legislação para consumo humano. (REBOUÇAS, 2006). A presença de áreas agricultáveis ao redor do manancial de captação leva a tratamentos mais caros e sofisticados, enquanto que a cobertura vegetal tem efeito positivo na qualidade da água, diminuindo o custo do seu tratamento. (FIQUEPRON; GARCIA; STENGER, 2013).

Segundo Tundisi e Tundisi (2011), se o manancial de abastecimento estiver em bom estado de conservação e com elevada qualidade hídrica, será necessário pouco investimento no tratamento da água, variando em torno de R\$ 0,50 a R\$ 0,80/1.000 m³, a exemplo de alguns municípios brasileiros. Entretanto, em mananciais desprotegidos e com qualidade da água inferior devido a sua poluição e contaminação, o custo do tratamento da água pode chegar a R\$ 35,00 e R\$ 40,00/1.000 m³, devido a maior necessidade na utilização de agentes químicos para viabilizar a potabilização da água. Em estudo semelhante realizado na Índia, Singh e Mishra (2014) estimaram os valores anuais causados pelo impacto da perda de cobertura florestal em bacias hidrográficas utilizadas como manancial de captação para a metrópole de Mumbai em \$ 1,32/m³ água tratada/ha/ano. As autoras ainda relatam que a cada 1% de perda em cobertura florestal induz a um aumento de 8,41% na turbidez da água e 1,58% no custo do seu tratamento.

Importante destacar que a poluição e degradação dos ecossistemas de água doce não afetam somente o ser humano. De acordo com a ANA nas últimas três décadas do século XX houve uma diminuição de cerca de 50% das espécies de água doce, valor 2/3 acima do registrado para as espécies marinhas e terrestres. (BRASIL, 2011).

Desta forma, medidas de controle e mitigação da poluição hídrica tornam-se urgentes, na busca da garantia de uma adequada disponibilidade para a satisfação dos usos crescentes e manutenção dos ecossistemas aquáticos.

3.5 USOS DA ÁGUA

Um padrão mínimo de qualidade da água deve ser estabelecido para sua confiável utilização. Neste sentido, além da qualidade intrínseca da água existe a qualidade desejada para a mesma, que será estabelecida de acordo com os seus usos previstos. (VON SPERLING, 1996). Dependendo do uso destinado, serão exigidos limites nas impurezas que a mesma possa conter.

A água pode ser utilizada para diversos usos, denominados de usos múltiplos. Alguns destes usos exigem um maior grau de qualidade do que outros, sendo exigida uma qualidade maior aos usos denominados nobres. Por exemplo, o uso para abastecimento humano irá demandar qualidade da água superior em relação à água destinada ao uso somente estético que, por sua vez, exigirá maior qualidade hídrica do que a simples diluição e afastamento de despejos. A PNRH (BRASIL, 1997) traz no seu Capítulo I, Artigo 1º, Incisos III e IV, que em situações de escassez, o uso prioritário da água deve ser o abastecimento humano e a dessedentação animal e que a sua gestão deverá sempre favorecer os seus múltiplos usos.

No Brasil o instrumento utilizado para manter a qualidade das águas naturais em consonância com os usos destinados a elas é o enquadramento dos corpos da água em diferentes classes. Segundo a PNRH (BRASIL, 1997), na sua Seção II, Artigo 9º:

O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, visa a:

- I - assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas;
- II - diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

Um ponto a ser destacado no enquadramento reside no fato de que o mesmo não devendo ser efetuado levando-se em conta o estado atual do corpo de água em questão, mas deve-se considerar o nível de qualidade que se pretende manter ou alcançar para determinado corpo hídrico, idealizando o atendimento adequado à população. Portanto, o enquadramento pode ser considerado como uma etapa dentro de um planejamento de longo prazo. (BRASIL, 2005b).

A legislação que trata da classificação dos corpos hídricos e das diretrizes ambientais para o seu enquadramento é a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 (BRASIL, 2005a), a qual divide as águas do território nacional em: a) águas doces, com salinidade < 0,5%, b) águas salobras, com salinidade > 0,5% e < 30 %, e c) águas salinas, com salinidade > 30%. Em relação à água doce foram definidas quatro classes, de acordo com a qualidade requerida para os usos destinados às mesmas, como pode ser observado no Quadro 1.

Para cada uma das classes de qualidade descritas são estabelecidos, na mesma Resolução, parâmetros que irão representar a qualidade da água, como características físicas, químicas, biológicas e toxicológicas. Para cada parâmetro

existente dentro de cada classe de água, visto que os mesmos diferem de acordo com a classe, foram adotados padrões de qualidade, caracterizados como o valor máximo que um indicativo de qualidade de água pode apresentar. O estabelecimento de padrões de qualidade busca determinar, direta ou indiretamente, a existência de substâncias ou organismos que venham a comprometer, do ponto de vista estético ou de salubridade, a qualidade de uma água. (BRANCO; AZEVEDO; TUNDISI, 2006).

QUADRO 1 - Divisão da água doce em classes e seus usos preponderantes

Classe		Destinação
Água doce	Classe especial	a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
	Classe I	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
	Classe II	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e) à aquicultura e à atividade de pesca.
	Classe III	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à pesca amadora; d) à recreação de contato secundário; e) à dessedentação de animais.
	Classe IV	a) à navegação; b) à harmonia paisagística.

FONTE: Adaptado de BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005a. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providências. **Diário Oficial [da] União da República Federativa do Brasil**, Brasília, 17 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2015.

Para cada uma das classes de qualidade descritas são estabelecidos, na mesma Resolução, parâmetros que irão representar a qualidade da água, como características físicas, químicas, biológicas e toxicológicas. Para cada parâmetro existente dentro de cada classe de água, visto que os mesmos diferem de acordo com a classe, foram adotados padrões de qualidade, caracterizados como o valor

máximo que um indicativo de qualidade de água pode apresentar. O estabelecimento de padrões de qualidade busca determinar, direta ou indiretamente, a existência de substâncias ou organismos que venham a comprometer, do ponto de vista estético ou de salubridade, a qualidade de uma água. (BRANCO; AZEVEDO; TUNDISI, 2006).

O enquadramento dos corpos de água em classes é uma função atribuída pela PNRH (BRASIL, 1997) aos Comitês de Bacia Hidrográfica, assim como o seu acompanhamento. Segundo a ANA a efetiva implantação do enquadramento dos recursos hídricos irá depender da articulação com o setor de saneamento, pois grande parte das bacias hidrográficas nacionais sofre com a degradação ocasionada pelos esgotos domiciliares, a principal fonte de poluição constatada no país. (BRASIL, 2012a).

Um mesmo corpo de água pode ser destinado para diferentes usos ao longo de sua extensão, fazendo com que o mesmo deva atender a diversos padrões de qualidade simultaneamente. (VON SPERLING, 1996). De acordo com Braga et al. (2005) esta exigência é fundamental, do ponto de vista econômico e de abastecimento, visto que a crescente escassez na oferta de água pode afetar a suas demandas, também crescentes. Entretanto, alguns usos podem degradar a qualidade da água de tal forma que inviabilize a sua destinação para outro uso mais exigente, tornando difícil atender a diferentes padrões simultaneamente, o que acaba gerando conflitos de uso.

Deste modo, fica evidente a necessidade da utilização consciente dos recursos hídricos, para garantir seus múltiplos usos e atender às necessidades atuais e futuras da humanidade, objetivo que pode ser alcançado através do planejamento integrado dos recursos hídricos ao nível de bacia hidrográfica, como preconizado pela PNRH. (BRAGA et al., 2005; BRASIL, 1997).

3.6 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Dependendo da procedência de determinada água, ela pode conter impurezas em sua composição, o que pode acarretar problemas e prejudicar determinados usos a ela destinados. As características das impurezas encontradas na água podem ser retratadas na forma de indicadores físicos, químicos e biológicos. A utilização de indicadores de qualidade da água baseia-se em variáveis que se relacionam com as modificações ocasionadas na bacia hidrográfica

(MENDES, 2006), sejam estas de origem antrópica ou natural. (TOLEDO; NICOLELLA, 2002). Após a detecção e quantificação dos compostos presentes na água, pode-se associar seus resultados com o ambiente circundante na busca pela compreensão de processos naturais e de possíveis alterações ambientais. (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011; PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011). O acompanhamento das mudanças no uso e ocupação do solo através de suas respostas ambientais é indispensável para a avaliação da qualidade da água, para o planejamento e gestão de recursos naturais e criação de políticas públicas. (PILGRIM et al., 2014).

Na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a), em sua Seção II, Artigo 15, são descritas condições e padrões previstos para rios de água doce enquadrados na classe II, como é o caso do objetivo de estudo desta pesquisa, que foi enquadrado nesta classe juntamente com os cursos d'água da Bacia do Rio Tibagi pela Portaria SUREHMA nº 003/91. (PARANÁ, 1991).

3.6.1 PARÂMETROS FÍSICOS

3.6.1.1 COR

A cor da água associa-se ao grau de atenuação da intensidade luminosa ao atravessar determinada amostra (CETESB, 2014) devido às substâncias sólidas dissolvidas e em suspensão presentes na água, dentre as quais destacam-se o ferro e o manganês, como compostos inorgânicos, e a matéria orgânica vegetal decomposta, de origem natural. De origem antrópica, esgotos e efluentes industriais também atribuem coloração à água, podendo ser tóxicos. (VON SPERLING, 1996; CETESB, 2014). A cor natural da água não traz riscos à saúde, porém o consumidor pode rejeitar por uma questão estética. (VON SPERLING, 1996).

Se em uma água com coloração elevada, resultante da matéria orgânica dissolvida, for adicionado cloro pode ocasionar a geração de trihalometanos, que são compostos cancerígenos, fato evidenciado na década de 1970, segundo Libânio (2005), na tentativa de desinfecção de águas coloridas para fins de abastecimento.

É importante distinguir a cor da água em cor verdadeira e cor aparente. A cor verdadeira em uma amostra de água é obtida por meio da remoção da turbidez por centrifugação ou filtração para remover partículas em suspensão. (LIBÂNIO, 2005). Já a cor aparente resulta da amostra original.

A resolução do CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) não traz valores estabelecidos para cor aparente.

3.6.1.2 TURBIDEZ

Conceitua-se turbidez como o grau de interferência que a luz sofre ao atravessar uma amostra de água (CETESB, 2014) devido aos sólidos em suspensão presentes, além dos compostos dissolvidos em menor proporção. (ESTEVES, 1988). De origem natural, têm-se as partículas inorgânicas (argila e silte) e a matéria orgânica (algas e microorganismos), onde o tamanho, a forma e o índice de refração destes componentes influenciam na turbidez da água. (CLESCERI; TARAS, 1998).

Em águas naturais os valores de turbidez ocorrem na faixa de 3 a 500 unidades de turbidez (uT), já no Brasil a turbidez dos corpos d'água é naturalmente elevada devido às características geológicas das bacias hidrográficas, aos altos índices pluviométricos e ao uso inadequado do solo. (LIBÂNIO, 2005).

Os sólidos naturalmente presentes na água não são de todo prejudiciais a saúde humana, mas interferem na estética e microorganismos patogênicos encontram abrigo nas partículas em suspensão. (VON SPERLING, 1996).

Sedimentos oriundos de solo exposto em áreas agricultáveis e de margens de rios sem proteção intensificam a turbidez da água nas épocas de chuva, provocando consequências em Estações de Tratamento de Água (ETA), como alteração na dosagem de coagulantes. (CETESB, 2014). A introdução destes materiais no corpo hídrico pode culminar em sedimentação e consequente assoreamento do leito, diminuindo a capacidade de acumulação de água e gerando problemas ecológicos, como soterramento de pequenos animais e plantas. (MOTA, 1995). Efluentes industriais e domésticos também alteram a turbidez, podendo estar ligados a compostos tóxicos e patógenos. (VON SPERLING, 1996).

Corpos de águas naturais têm em sua clareza um importante indicativo da sua condição e produtividade. (CLESCERI; TARAS, 1998). Em águas com elevada turbidez a penetração da luz fica comprometida, interferindo nos processos dos organismos fotossintetizantes e prejudicando a oxigenação do corpo hídrico (MOTA, 1995), interferindo em toda a biota aquática. (CETESB, 2014).

O valor estabelecido pelo CONAMA nº 357 (2005a) para a turbidez em águas doces de classe II é de 100 UNT (Unidades Nefelométricas de Turbidez).

3.6.1.3 SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (STD)

Denominam-se sólidos toda a matéria suspensa ou dissolvida encontrada na água. (CLESCERI; TARAS, 1998). Convencionalmente adotou-se uma classificação das partículas sólidas de acordo com o seu tamanho, em suspensão e dissolvidos, e de acordo com a sua natureza, minerais ou orgânicos, como uma forma de determinar sua concentração no meio. (CETESB, 2014). Partículas retidas em um papel filtro são denominadas de sólidos suspensos, já as partículas capazes de atravessá-lo são os sólidos dissolvidos. (VON SPERLING, 1996).

A sedimentação dos sólidos no leito de rios pode eliminar organismos fornecedores de alimentos, prejudicar a desova de peixes, reter bactérias ou resíduos orgânicos, contribuindo com a decomposição anaeróbica. (CETESB, 2014). Fontes antrópicas de sólidos provêm da agricultura, através da lixiviação de contaminantes do solo, e da urbanização, através de fontes pontuais de poluição industrial e esgotos. (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011).

Na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) o valor estabelecido para STD é de 500 mg L^{-1} , para rios de Classe II.

3.6.1.4 TEMPERATURA

A temperatura da água em um corpo hídrico natural tem origem na transferência de calor, proveniente da atmosfera e do solo. (VON SPERLING, 1996). A temperatura sofre variações sazonais e diárias, além da própria estratificação vertical dentro do corpo hídrico. (CETESB, 2014).

Elevações na temperatura causam aumento nas taxas de reações químicas e biológicas e diminuem a solubilidade dos gases dissolvidos na água, como o oxigênio dissolvido. Portanto, quanto menor for a temperatura das águas naturais mais rica ela será em oxigênio. (MOTA, 1995). A temperatura tem papel importante na sinalização de funções biológicas, como a desova e a migração em peixes, sendo que alterações no seu regime natural podem interferir no sucesso reprodutivo e nas taxas de crescimento de algumas espécies. (BRASIL, 2011).

Elevações artificiais na temperatura da água relacionam-se com a ação tóxica de certos compostos químicos e reduzem a viscosidade e a tensão superficial da água, podendo interferir na biologia de microorganismos aquáticos, como o fitoplâncton, que depende da viscosidade da água para manter-se na superfície do

corpo hídrico e captar a radiação solar para os seus processos fotossintéticos. (MOTA, 1995).

A temperatura exerce importante papel no ambiente aquático, com influência em diversas variáveis físicas e químicas (CETESB, 2014), devendo sua análise ser realizada conjuntamente com outros parâmetros. (VON SPERLING, 1996).

3.6.1.5 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE)

A condutividade elétrica irá depender da concentração, mobilidade e valência dos íons presentes na água, assim como da sua temperatura. (CLESCERI; TARAS, 1998). É utilizada como uma medida indireta da concentração de poluentes na água e, geralmente, valores acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ podem ser indicativos de ambientes impactados. (CETESB, 2014). A maioria dos compostos inorgânicos em solução são bons condutores de corrente elétrica, já os compostos orgânicos, os quais não se dissociam quando em solução aquosa, conduzem pouca corrente, quando o fazem. (CLESCERI; TARAS, 1998).

Apesar de a condutividade ser capaz de indicar alguma modificação ocasionada pela concentração de minerais dissolvidos, ela não é capaz de informar a quantidade relativa dos compostos presentes na água. (CETESB, 2014).

A Resolução CONAMA nº 357 (2005a) não estabelece valores limitantes para este parâmetro.

3.6.2 PARÂMETROS QUÍMICOS

3.6.2.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

Considera-se o pH um dos parâmetros mais importantes em estudos envolvendo a análise da qualidade de águas naturais e o tratamento de água para abastecimento por sua capacidade de influir em diversos processos. Entretanto, de acordo com Esteves (1988), a sua interpretação torna-se difícil devido aos vários fatores que podem influenciá-lo. Seus valores influem na solubilidade de diversas substâncias, nas formas livres e ionizadas de componentes químicos e podem interferir no potencial tóxico de diversos elementos. (LIBÂNIO, 2005).

O pH é influenciado naturalmente através da dissolução das rochas do meio, absorção de gases da atmosfera, decomposição da matéria orgânica na água e pela atividade fotossintética das algas; atividades antrópicas também podem modificar o

pH da água, como os despejos de origem doméstica e industrial. (VON SPERLING, 1996).

O pH exerce forte influência nos processos fisiológicos de várias espécies aquáticas, como, por exemplo, na permeabilidade da membrana celular, afetando desta forma o transporte iônico nos organismos e destes com o meio. (ESTEVES, 1988). Além disso, variações no pH influenciam indiretamente a precipitação de elementos tóxicos, como os metais pesados, e pode afetar a solubilidade de alguns nutrientes. (CETESB, 2014).

Águas naturais superficiais apresentam valores de pH geralmente variando entre 6 e 8,5, intervalo ideal para a manutenção do equilíbrio da vida aquática. (LIBÂNIO, 2005).

Os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (2005a) para águas doces de classe II estão na faixa de 6,0 a 9,0.

3.6.2.2 NITROGÊNIO

As diferentes formas e estados de oxidação em que o nitrogênio se encontra na natureza fazem parte do seu ciclo e no ambiente aquático podem-se encontrar compostos de nitrogênio na forma molecular, amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico. (CLESCERI; TARAS, 1998; LIBÂNIO, 2005; VON SPERLING, 1996). As diferentes formas de nitrogênio encontradas na água têm origem em diversas fontes (CETESB, 2014; VON SPERLING, 1996):

- a) constituinte natural de proteínas, clorofila e outros materiais orgânicos;
- b) nitrogênio atmosférico, utilizado na biofixação de algas e bactérias, fornecendo nitrogênio orgânico ao meio;
- c) amônia, nitratos e nitrogênio orgânico em corpos de água naturais provêm da fixação química destes compostos, que são transportados pela chuva;
- d) efluentes domésticos e industriais são as principais fontes de nitrogênio amoniacal e orgânico na água;
- e) escoamento superficial de áreas agrícolas fertilizadas transporta diversas formas de nitrogênio para a água;
- f) drenagem de águas pluviais e o sistema de limpeza pública;
- g) fezes de animais.

A nitrificação realizada por microorganismos oxida a amônia e o íon amônio em nitrato. Já no fenômeno da desnitrificação, microorganismos reduzem o nitrato e

o nitrito para nitrogênio molecular, sendo ambos os processos indispensáveis nas águas naturais e no solo. (BAIRD, 2005). Estes processos de conversão consomem o oxigênio dissolvido interferindo na biota aquática. (VON SPERLING, 1996). A amônia ocorre naturalmente em baixos níveis em corpos d'água (CLESCERI; TARAS, 1998) e sua forma livre é tóxica a muitos peixes sendo um importante parâmetro para a classificação de águas naturais. (CETESB, 2014).

O nitrato ocorre em pequenas quantidades na água superficial, porém aparecem em elevados níveis nas águas subterrâneas. (CLESCERI; TARAS, 1998). Esgotos domésticos são fontes de nitrato, assim como o escoamento de fertilizantes de áreas agricultáveis. (BAIRD, 2005; PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011).

Grande parte das plantas absorve o nitrogênio somente sob a forma de nitrato (BAIRD, 2005), sendo um nutriente essencial e muitas vezes limitante ao seu crescimento. (CLESCERI; TARAS, 1998). O nitrito é um estado intermediário, tanto pela oxidação da amônia quanto pela sua redução a nitrato. (CLESCERI; TARAS, 1998). O nitrogênio orgânico inclui materiais de origem natural (proteínas, ácidos nucléicos e uréia) (CLESCERI; TARAS, 1998), podendo ser encontrado na forma dissolvida ou particulada. (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011). A análise do nitrogênio orgânico pode ser feita em conjunto com a amônia, recebendo o nome de nitrogênio Kjeldahl.

Uma forma de analisar o nitrogênio presente na água é através da determinação do Nitrogênio Total (N-total) através da digestão oxidativa de todas as formas de nitrogênio existentes em uma amostra para nitrato, seguida de sua quantificação. (CLESCERI; TARAS, 1998).

Através das diferentes formas de oxidação do nitrogênio na água é possível determinar qual o estágio de poluição orgânica que a mesma recebeu: formas reduzidas, como o nitrogênio orgânico ou amoniacal, demonstram que a água sofreu poluição recente, já as formas oxidadas, como o nitrito e o nitrato, estão associados com poluição remota.

Na Resolução CONAMA nº 357 (2005a) encontram-se valores estabelecidos para nitrato ($10,0 \text{ mg L}^{-1}$), nitrito ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$) e nitrogênio amoniacal (valores dependentes de pH), porém não existem valores estabelecidos para N-total, análise realizada nesta pesquisa.

3.6.2.3 FÓSFORO

Em águas naturais pode-se encontrar o fósforo sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico (CLESCERI; TARAS, 1998; LIBÂNIO, 2005), ocorrendo como sólidos em suspensão ou dissolvidos, não causando, entretanto, problemas sanitários em águas de abastecimento. (VON SPERLING, 1996). Sua origem natural provém da dissolução de componentes do solo e rochas e da decomposição de material orgânico. (LIBÂNIO, 2005; VON SPERLING, 1996). Sua origem antropogênica está ligada ao despejo de esgoto, com altos teores de matéria fecal e detergentes, despejos industriais, abatedouros e laticínios, pela drenagem de áreas agrícolas, contendo fertilizantes e pesticidas, e em fezes de animais. (CETESB, 2014; PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011; VON SPERLING, 1996).

Os ortofosfatos não necessitam de transformação para formas simplificadas, estando diretamente disponíveis para os processos biológicos. (VON SPERLING, 1996). Já os polifosfatos sofrem hidrólise e convertem-se a ortofosfatos nas águas naturais, não sendo considerados importantes em estudos de qualidade da água. (CETESB, 2014). O fósforo orgânico provém de processos biológicos (CLESCERI; TARAS, 1998) e, normalmente, é de menor importância. (VON SPERLING, 1996).

Juntamente com o nitrogênio, o fósforo é considerado um macronutriente, importante para diversos processos biológicos, podendo ser o nutriente limitante da produtividade em corpos d'água. (CLESCERI; TARAS, 1998). O excesso de compostos de nitrogênio e fósforo na água pode provocar um fenômeno denominado de eutrofização. Seu controle deve ser efetuado através da redução do aporte de fósforo, visto que o aporte de nitrogênio na água provém de várias fontes, inclusive atmosférica, o que torna dificultado o seu controle. (CETESB, 2014).

O valor estabelecido para o Fósforo Total (P-total) pelo CONAMA nº 357 (2005a) em rios de água doce de classe II de ambientes lóticos, é de 0,1 mg L⁻¹.

3.6.3 MATÉRIA ORGÂNICA

O aporte de matéria orgânica em corpos hídricos é o causador do principal problema de poluição do meio aquático: o consumo do oxigênio dissolvido na água nos processos metabólicos de estabilização da matéria orgânica por microorganismos presentes no meio. (VON SPERLING, 1996). Em áreas urbanas e industriais a poluição orgânica da água gera problemas ambientais e afeta a vida

aquática, da mesma forma que as áreas agricultáveis através das fontes não pontuais de poluição. (MOHAMED et al., 2015). Dependendo da quantidade de matéria orgânica pode ocorrer o consumo total do oxigênio dissolvido da água, prejudicando a biota aquática aeróbica. (CETESB, 2014). Além do consumo do oxigênio dissolvido, a presença de matéria orgânica na água provoca aumento nos teores de cor, odor e turbidez. (MOTA, 1995).

A caracterização da matéria orgânica presente na água é realizada através de métodos indiretos de quantificação, utilizando os seguintes métodos: Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Carbono Orgânico Total (COT). (VON SPERLING, 1996). Neste trabalho serão abordados somente os dois primeiros parâmetros.

3.6.3.1 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

Um dos mais importantes parâmetros para a caracterização de um corpo hídrico, de vital importância para os microorganismos que necessitam do OD para o seu metabolismo. Sua quantidade solubilizada em um corpo hídrico é influenciada indiretamente pela temperatura e diretamente pela pressão atmosférica. (LIBÂNIO, 2005).

Por ser consumido durante o processo de estabilização da matéria orgânica, o OD é amplamente utilizado para a medição dos efeitos da poluição por atividades antrópicas que lançam matéria orgânica na água. (VON SPERLING, 1996). Baixas concentrações de OD na água indicam aporte de matéria orgânica, normalmente na forma de esgotos (BRASIL, 2013), enquanto águas limpas estarão saturadas com OD, podendo indicar a presença de algas. (MOTA, 1995; VON SPERLING, 1996). Dependendo da amplitude da poluição pode haver o comprometimento da integridade do ecossistema aquático e até mesmo chegar a condições de anaerobiose, caso ocorra o consumo total do OD. Por outro lado, um fenômeno natural denominado autodepuração pode trazer à recuperação do corpo hídrico, reestabelecendo o equilíbrio da biota aquática e os níveis de OD na água. (VON SPERLING, 1996).

A Resolução CONAMA nº 357 (2005a) estabelece, para águas doces de classe II, valores acima de 5 mg L^{-1} .

3.6.3.2 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

Denomina-se DBO como o consumo de oxigênio necessário para a estabilização da matéria orgânica carbonácea, em uma amostra, por microorganismos aeróbicos em um determinado período de tempo. É o parâmetro mais comumente utilizado para a mediação indireta do grau de poluição por matéria orgânica na água. (VON SPERLING, 1995). O teste mede 80% da demanda de oxigênio da amostra, sendo que a medição de 100% necessita de um período mais longo de tempo, não sendo, portanto, uma análise prática. (BAIRD, 2005).

O teste de DBO é criticado, basicamente, porque as condições laboratoriais não reproduzem as condições naturais do corpo hídrico, porém, ainda é utilizado por ser um importante parâmetro na avaliação da poluição orgânica em recursos hídricos. (MACÊDO, 2005).

A Resolução CONAMA nº 357 (2005a) estabelece, para rios de águas doces de classe II, o valor de até 5 mg L⁻¹.

3.6.4 VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS

Em águas naturais pode-se encontrar uma ampla variedade de microorganismos, tanto endêmicos como os introduzidos de fontes externas. (MOTA, 1995). Fontes externas de introdução de microorganismos são, na maioria, esgotos domésticos que trazem consigo uma grande variedade de vetores de doenças, o que não causa impacto à biota aquática em si, mas pode afetar os usos destinados a água. (VON SPERLING, 1996). Segundo a ANA a contaminação da água utilizada no abastecimento humano por fezes humanas ou de animais é a principal causa de doenças relacionadas com a qualidade da água. (BRASIL, 2011).

Os organismos mais comumente utilizados como indicadores são as bactérias do grupo coliformes. Segundo Mota (1995) estas bactérias, geralmente, não apresentam potencial patogênico, entretanto, sua presença na água demonstra que houve poluição fecal e que a mesma tem potencial de transmitir doenças. Existem razões pelas quais convencionou-se o uso deste grupo de bactérias nos estudos de poluição fecal das águas (BRANCO; AZEVEDO; TUNDISI, 2006; VON SPERLING, 1996):

- a) são encontradas em grande quantidade, obrigatoriamente, nas fezes de seres humanos e de outros animais de sangue quente;

- b) não possuem a capacidade de multiplicar-se no meio aquático, portanto, sua origem é exclusivamente fecal;
- c) são similarmente resistentes às bactérias intestinais patogênicas;
- d) os métodos para sua detecção são rápidos e exigem poucos recursos.

As bactérias do grupo coliformes mais utilizadas como indicadores são os Coliformes Totais (CT) e os Coliformes Fecais (CF), ou Termotolerantes. Dentro do grupo Termotolerantes encontra-se a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal e raramente encontrada em solo ou água não contaminados, sendo, portanto, o mais adequado indicador de contaminação por matéria fecal na água. (CETESB, 2014).

O monitoramento sanitário de um corpo hídrico deve ser feito ao longo do tempo, juntamente com outras análises, não sendo possível considerar adequado o resultado de uma única análise bacteriológica. (CLESCERI; TARAS, 1998). Seus resultados são expressos pelo índice Número Mais Provável (NMP), o qual indica a quantidade de bactérias que mais provavelmente está contida na amostra analisada, não sendo, portanto, um número real. (CLESCERI; TARAS, 1998).

A legislação CONAMA nº 357 (2005a) estabelece, para rios de águas doces de classe II, que o valor não deve exceder 1.000 coliformes termotolerantes.

3.7 IMPORTÂNCIA DA VEGETAÇÃO PARA A QUALIDADE DA ÁGUA

Os processos de uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas resultam na retirada da vegetação natural para dar lugar às mais variadas formas de atividades antrópicas. Isto afeta diretamente a qualidade das águas superficiais e subterrâneas visto que a vegetação tem papel fundamental na regulação do ciclo hidrológico, na disponibilidade hídrica e nos ciclos biogeoquímicos.

A cobertura vegetal atua sobre diversas formas na conservação dos ecossistemas aquáticos, em especial em áreas mais próximas aos corpos d'água. (MORI et al., 2015). Destaque tem sido dado à importância da manutenção da vegetação ciliar devido a sua atuação como “filtro”, retendo substâncias e sedimentos que possivelmente possam ser carregados até os corpos hídricos. (SWEENEY; NEWBOLD, 2014).

Durante o processo de ocupação do Brasil, caracterizado pela falta de planejamento, a cobertura florestal nativa cedeu espaço para a agricultura, a pecuária e a urbanização, tornando-se fragmentada e apresentando vários estados

de degradação, situação também vivenciada pelas matas ciliares, visto que a maioria das cidades teve seu início à beira dos rios. (MARTINS, 2007).

Dentre as funções hidrológicas desempenhadas pela vegetação ciliar destaca-se a dissipação da energia da água durante o escoamento, onde a vegetação atua diminuindo os picos de cheia e mantendo a estabilidade das margens, controlando os processos erosivos. (CARMO et al., 2010).

Outra função da mata ciliar é o seu efeito sobre a qualidade da água, pois a mesma isola estrategicamente os corpos d'água retendo sedimentos e nutrientes, fenômeno que deve ser o critério de definição para o dimensionamento da largura da zona ripária. (LIMA; ZAKIA, 2001). Ribeiro et al. (2014) encontraram valores baixos de P-total, NH_4 , NO_3 , CE, turbidez, temperatura e DBO no ponto de monitoramento que apresentou cobertura do solo com 0% de agricultura, 74% de vegetação nativa e 100% da vegetação ciliar protegida, na sub-bacia do rio Campestre (PR). O mesmo foi observado por Wang et al. (2014) na bacia do rio Daliao (China), onde os valores de condutividade elétrica, dureza, alcalinidade, P-total, N-total, NH_4^+ revelaram-se baixos na sub bacia que apresentou maior porcentagem de área coberta por vegetação nativa (78%). Em bacias rurais, remanescentes de vegetação ciliar desempenham importante papel na qualidade da água a nível local, auxiliando a mitigação dos efeitos não pontuais das atividades agrícolas. (FERNANDES, SOUZA; TANAKA, 2014).

No que diz respeito aos processos erosivos, quanto maior a densidade de vegetação menor será o escoamento superficial das águas pluviais e, conseqüentemente, menor será a taxa de erosão do solo, além de interceptar as gotas de chuva, atenuando seus efeitos erosivos, e prover matéria orgânica que auxilia na agregação das partículas do solo, proporcionando maior resistência à erosão. Neste sentido, a vegetação desempenha importante papel na mitigação de processos erosivos, os quais interferem negativamente na qualidade da água. (GUERRA, 2007). Analisando a qualidade da água em diferentes pontos de uma sub-bacia na Zona da Mata (MG), Andrade; Marques e Felicori (2013) atribuíram os valores elevados de ferro e manganês ao carreamento de sedimentos provenientes da erosão do solo descoberto em épocas de chuva, o qual apresenta altas concentrações destes elementos.

A retirada da vegetação natural diminui a infiltração da água, a qual é auxiliada pelas raízes das plantas, e acarreta um aumento no escoamento

superficial, em volume e velocidade. Consequentemente, a recarga dos aquíferos fica comprometida, o que tem relação direta com o volume de água destinado aos corpos hídricos durante as épocas de estiagem, gerando problemas de abastecimento. (MACHADO; TORRES, 2012).

As variáveis climáticas são também afetadas pela retirada da vegetação para dar lugar às ocupações humanas na bacia hidrográfica, tanto em áreas urbanas como rurais, segundo Lorandi e Cançado (2002), visto que a vegetação ajuda a manter a temperatura e a umidade do ar, por meio da evapotranspiração que libera água para a atmosfera. Portanto, a sua retirada pode afetar o clima local e em maiores proporções, o clima regional.

O Código Florestal Lei nº 12.651 (BRASIL, 2012b), estabelece em seu Capítulo I, Artigo 3º, Inciso II, as Áreas de Preservação Permanente (APP), sendo entendida como:

Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Ainda, segundo o Artigo 4º, Inciso I da mesma Lei pode-se considerar APP como “as faixas marginais de qualquer curso d’água natural, perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular [...]”. A determinação da largura da APP irá depender da largura do corpo hídrico, seja rio, lago ou lagoa, a qual a mesma está destinada a proteger, tanto em áreas rurais como em áreas urbanas. Na Tabela 1 podem-se observar as larguras mínimas de APP estabelecidas na legislação para rios e nascentes perenes.

TABELA 1 - Largura da APP de acordo com a largura do rio

Largura do rio (metros)	Largura da APP (metros)
< 10 m	30 m
10 m a 50 m	50 m
50 m a 200 m	100 m
200 m – 600 m	200 m
> 600 m	500 m
nascentes (perenes)	50 m

FONTE: Adaptado de Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012b. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em:< http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 07 ago. 2015.

Apesar de estarem garantidas pela Lei, faixas de APP não garantem uma total eficiência na proteção dos recursos hídricos, segundo Mota (1995), mas podem ser consideradas como medidas válidas para tal fim, estando entre as suas vantagens:

- a) o impedimento do acesso da poluição superficial ou sub-superficial;
- b) o impedimento da formação de cheias através da drenagem da água pluvial no solo;
- c) a preservação da mata ciliar e, conseqüentemente, da flora e fauna características, além do sombreamento da água que garante uma adequada temperatura aos organismos aquáticos;
- d) a prevenção da erosão das margens e, conseqüentemente, do assoreamento;
- e) a instituição de áreas destinadas ao lazer ou a preservação paisagística e ecológica.

Em revisão da literatura científica sobre qual a largura da vegetação ciliar necessária para a proteção da qualidade da água e da biota em pequenos rios ($\leq 100 \text{ km}^2$ ou bacias hidrográficas de 5º ordem), Sweeney e Newbold (2014) constataram que, no geral, buffers $\geq 30 \text{ m}$ auxiliam na remoção sub-superficial de nitrogênio (eficiência de remoção de 48% para buffers de 30 m e de 90% para buffers de 100 m), na contenção de sedimentos (cerca de 85%), na manutenção da largura do canal, na contenção da formação de meandros e erosão das margens, na manutenção da temperatura da água, no fornecimento de detritos florestais e na proteção e suporte da comunidade aquática (macroinvertebrados e peixes).

Em um trabalho avaliando a efetividade de buffers de zonas ripárias em diferentes bacias hidrográficas, Anbumozhi; Radhakrishnan e Yamaji (2005) relatam a sua influência positiva na diminuição de contaminantes provenientes das áreas de agricultura. Na bacia Tocachigawa (Japão) os autores observaram que apesar da agricultura e a pecuária aumentarem valores de parâmetros de qualidade da água localmente esses valores diminuem com a passagem da água por locais onde existe vegetação ripária, como por exemplo, o NO_2^- , onde na sub-bacia Nakatofuke diminuiu de $25,7 \text{ mg L}^{-1}$ para $14,5 \text{ mg L}^{-1}$. Os autores concluem apontando a necessidade de se integrar o gerenciamento da qualidade da água com o planejamento do uso das zonas ripárias, onde os tomadores de decisão devem se unir com os interessados para prevenir a poluição e planejar um futuro de forma

sustentável, estando baseados na compreensão da dinâmica da água e do solo ao nível de bacia hidrográfica.

A vegetação degradada e altamente fragmentada não consegue cumprir efetivamente o seu papel na contenção de poluentes e sedimentos agrícolas, tanto em escala de bacia hidrográfica como no âmbito da vegetação ripária. (MORI et al., 2015).

Dudley e Stolton (2003) relatam que na maioria das vezes, esforços relacionados com a melhoria do saneamento da água nas cidades são focados nas próprias cidades, como nos sistemas de distribuição e tratamento de água e esgotos. Entretanto, esta visão vem mudando à medida que as autoridades municipais têm mudado seu foco para bacias hidrográficas protegidas com vegetação, as quais podem fornecer água com boa qualidade, e nas melhorias que as mesmas podem receber. A proteção das matas ciliares na busca da mitigação dos impactos do uso do solo sobre a qualidade das águas pode se tornar onerosa e de difícil implementação, tendo em vista que grande parte das terras é de propriedade privada, sendo importante nestes casos a identificação e priorização de áreas que possam produzir benefícios substanciais para a qualidade da água, com o auxílio de pesquisa científica e dos gestores públicos. (DOODS; OAKES, 2008).

3.8 BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE PLANEJAMENTO E GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Como evidenciado por Mota (1995), as atividades humanas na bacia hidrográfica sempre irão resultar em modificações na água. O planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos mostram-se como ferramentas importantes na busca pela garantia de adequada disponibilidade hídrica para satisfazer a multiplicidade dos usos crescentes, além de garantir a integração entre o desenvolvimento econômico e a preservação dos recursos naturais.

A bacia hidrográfica foi eleita em diversos países como a unidade territorial fundamental para o estudo e gestão de recursos hídricos devido a forte influência que o uso e a ocupação do solo promovem na disponibilidade hídrica. É de fundamental importância analisar os recursos hídricos como parte integrante de um sistema, pois como afirma Carvalho (2014, p. 28) “[...] a água não deve ser gerida sem considerar suas estreitas inter-relações com os outros componentes do meio [...]”. Ao adotar a bacia hidrográfica como célula básica na análise ambiental é

possível conhecer e analisar seus vários componentes (o solo, a água, o ar e a vegetação) e os processos e interações nela existentes (a infiltração, o escoamento, a erosão e a contaminação) e assim mensurar o equilíbrio e a qualidade ambiental da mesma, possibilitando uma análise integrada do reflexo das atividades humanas no ambiente. (BOTELHO; SILVA, 2004).

Tundisi e Tundisi (2011, p. 153) descrevem a bacia hidrográfica como sendo um “ecossistema ecologicamente integrado, com componentes e subsistemas interativos”, além de destacar o seu reconhecimento como sendo um avanço conceitual importante, já que suas características intrínsecas a tornam uma unidade bem caracterizada e lhe permitem uma integração multidisciplinar. A admissão da bacia hidrográfica como unidade espacial demonstra o entendimento da sua complexidade ambiental nas dimensões social, cultural e política. (CUNHA; COELHO, 2010).

A Lei nº 9.433 (BRASIL, 1997) concretiza a bacia hidrográfica como unidade de implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos e para a atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Pode-se afirmar que a bacia hidrográfica tornou-se uma unidade institucionalizada de ação, onde a referida legislação foi um marco no país por nortear o uso, o planejamento e a gestão das águas, com envolvimento direto com o ordenamento territorial. (MACHADO; TORRES, 2012).

A instituição da PNRH (BRASIL, 1997) proporcionou a modernização da legislação, garantindo ao país um instrumento legal que irá promover uma adequada disponibilidade hídrica para as gerações atuais e futuras, situando o Brasil no âmbito dos países com as mais avançadas legislações relacionadas aos recursos hídricos (PORTO; PORTO, 2008). Um dos pontos fortes da PNRH (BRASIL, 1997) é a adaptação da gestão às peculiaridades de cada bacia hidrográfica, o que é relevante, visto que generalizações não são eficazes. (BRASIL, 2011). O aumento da consciência ecológica vem impulsionando o desenvolvimento de leis e normas ambientais voltadas a regulação do uso e preservação do solo e da água, mas que, entretanto, só terão efetividade quando colocadas em prática e tiverem fiscalização permanente. (BOTELHO; SILVA, 2004).

Pode-se conceituar a bacia hidrográfica como sendo uma região delimitada geograficamente por um divisor de águas na qual a água oriunda da precipitação é

direcionada da área mais alta para a área mais baixa, local onde é formado um curso de água principal a partir de vários afluentes. (PARANÁ, 2013).

A utilização do recorte geográfico da bacia hidrográfica torna-se importante já que é neste local que ocorre o princípio unificador de todos os processos relacionados à água, o ciclo hidrológico. (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Ainda, a utilização da bacia hidrográfica como unidade de planejamento justifica-se “considerando que não há área na terra, por menor que seja, que não se integre a uma bacia hidrográfica e, quando o problema central é a água, a solução deve estar estritamente ligada ao seu manejo e manutenção.” (SANTOS, 2004, p. 40-41).

Uma bacia hidrográfica pode compreender diferentes dimensões, sendo possível fragmentá-la em várias sub-bacias, que não necessariamente pressupõe uma relação hierárquica entre elas, segundo Botelho e Silva (2004), mas as mesmas mantêm conectividade através dos seus sistemas hídricos. (PORTO; PORTO, 2008). Estudos enfocados em bacias de pequenas dimensões são facilitados, pois garantem a participação social e centralizam os problemas principais. (SANTOS 2004).

Como preconizado pela PNRH (BRASIL, 1997), a gestão dos recursos hídricos deve ocorrer de forma descentralizada e incluir a participação do poder público, dos usuários e das comunidades, na busca pelo desenvolvimento de uma visão abrangente de planejamento em longo prazo, criação de políticas públicas, tecnológicas e educativas. (TUNDISI; TUNDISI, 2011). A participação social no processo de gestão dos recursos hídricos é fundamental na busca pela qualidade ambiental desejada (BOTELHO; SILVA, 2004), onde, juntamente com informações técnicas, fornece o subsídio fundamental na elaboração e no emprego das políticas públicas focadas à gestão de bacias. (SILVA; RODRIGUEZ, 2014).

O gerenciamento de bacias hidrográficas é atribuição dos Comitês de Bacias Hidrográficas, instância local de decisão composta por diferentes categorias administrativas e sociais. A função dos Comitês é a conciliação dos diversos interesses existentes na bacia, os quais na maioria das vezes são divergentes, além de resolver conflitos e partilhar as responsabilidades. (CUNHA; COELHO, 2010).

O suprimento, em curto prazo, de bens materiais, auxiliado por práticas modernas de uso do solo, comprometem serviços ambientais numa escala em longo prazo. (FOLEY et al., 2005). Felizmente, esta abordagem vem sendo transformada à medida que aumenta o entendimento dos processos ambientais e das suas inter-

relações. Dudley e Stolton (2003) descrevem que nos últimos anos a gestão dos recursos naturais tem sido enfocada como uma maneira de manter o suprimento de água para os centros urbanos, contexto abordado somente quando se observam problemas da gestão a montante com impactos a jusante, como no abastecimento e na qualidade da água.

As atuais definições de sustentabilidade passam pelo conceito de bacia hidrográfica. Segundo Pires; Santos e Del Prette (2002), em ampla perspectiva, a adoção da bacia hidrográfica como unidade de estudo e gerenciamento agrega valor à busca pelo crescimento socioeconômico de longo prazo compatível com a preservação ambiental. Para Salati; Lemos e Salati (2006) a água como elemento natural é um dos fatores limitantes ao desenvolvimento sustentável, sendo, portanto, um grande desafio para os próximos anos a busca para garantir a sua disponibilidade. Compreender as relações existentes entre o uso e ocupação do solo com a qualidade da água em bacias hidrográficas é crucial para se garantir o desenvolvimento sustentável. (MENESES et al., 2015).

Recentemente, especial atenção tem sido dada ao planejamento do uso do solo em bacias no âmbito da gestão ambiental, tornando-se uma medida de caráter preventivo que busca amenizar os impactos advindos das atividades antrópicas e preservar a capacidade do meio, garantindo sua sustentabilidade. (MACHADO; TORRES, 2012). Esta pode ser considerada como uma ferramenta para a conservação dos recursos hídricos. (MENDES; CIRILO, 2013; MOTA, 1995; TU, 2013). Este planejamento deve levar em consideração o estudo integrado das características naturais que influenciam na disponibilidade hídrica, pois assim poderão ser definidas as categorias e a intensidade de ocupação de determinadas áreas da bacia, respeitando a capacidade de suporte do ambiente.

Entre as diversas características ambientais da bacia hidrográfica a serem investigadas, Mota (1995) destaca as seguintes:

- a) fatores climáticos: temperatura, volume de chuvas, evapotranspiração e etc., pois mudanças ambientais podem influenciar sobre estas características, como por exemplo, o desmatamento que irá resultar em uma menor taxa de evapotranspiração, refletindo no microclima de uma região;
- b) cobertura vegetal: característica mais importante a ser levada em consideração no processo de ocupação de uma bacia hidrográfica;

- c) topografia do terreno: relaciona-se com o escoamento da água e modificações na sua estrutura podem aumentar o escoamento superficial, provocando enchentes e alagamentos à jusante, causar maior erosão do solo, etc;
- d) tipo de solo e características geológicas: influenciam na taxa de infiltração e percolação da água, na taxa de erosão, na recarga dos aquíferos, etc;
- e) sistema de drenagem natural de águas: o processo de ocupação na bacia deve ser realizado de forma a preservar ao máximo o escoamento natural, para evitar problemas como enchentes, erosão e alagamentos;
- f) os recursos hídricos da bacia hidrográfica: vazão, calha natural de escoamento, características qualitativas, capacidade de autodepuração e etc., já que as atividades antrópicas desenvolvidas na bacia irão, de alguma forma, refletir-se sobre os recursos hídricos.

Ao analisar conjuntamente estas características, inerentes a cada bacia hidrográfica, pode-se chegar a um apropriado planejamento do uso do solo, o qual deve ocorrer de acordo com as potencialidades e limitações da bacia, determinando para cada área diferentes modalidades de uso e ocupação em concordância com a sua aptidão para tal, assim como a identificação de possíveis riscos e impactos ambientais que possam ser evitados. Desta forma podem ser determinadas áreas de preservação permanente, reservas florestais, áreas agrícolas e de desenvolvimento urbano, sendo visto, portanto, como um instrumento eficiente e barato no controle da poluição hídrica. (BENETTI; BIDONE, 1993). Devido a forte interação entre a água e o meio, deve-se ter em mente que medidas conservacionistas relativas aos recursos hídricos só terão efetividade integrando a conservação dos demais recursos naturais que exercem influência sobre a mesma.

Uma base de dados com suporte na pesquisa científica irá fornecer as informações necessárias aos tomadores de decisão e uma contínua interação entre os gerentes e pesquisadores da área ambiental, o que é fundamental para o desenvolvimento de políticas públicas. (TUNDISI; TUNDISI, 2008). O monitoramento dos recursos hídricos é um importante passo na elaboração de um banco de dados confiável que possa ser utilizado no processo de planejamento e gestão (TUNDISI; TUNDISI, 2011), podendo ser visto como um pré-requisito para tal, visto que não se pode gerenciar o que não se conhece. (MAGALHÃES JUNIOR, 2000).

Pires; Santos e Del Prette (2002) sintetizam a eficácia da utilização da bacia hidrográfica no gerenciamento da paisagem:

- a) ao nível local torna-se mais efetiva uma abordagem que unifique o desenvolvimento socioeconômico com a proteção do meio ambiente;
- b) possibilidade de democratização na tomada de decisões, de forma descentralizada e envolvendo o poder público, os usuários e a comunidade;
- c) direcionamento de recursos financeiros pela conciliação do investimento público e o estabelecimento de diferentes categorias de usuários através da aplicação dos princípios usuário-pagador e poluidor-pagador.

Uma das diretrizes gerais de ações descritas no Capítulo III da PNRH (BRASIL, 1997) é a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo. Porto e Porto (2008) consideram esta articulação uma fronteira de difícil integração. Os autores destacam que o Plano de Recursos Hídricos e o enquadramento dos corpos d'água em classes, instrumentos preconizados na PNRH (BRASIL, 1997), auxiliam na ampliação das possibilidades do planejamento usual. Ao serem definidas as aptidões da bacia em seu Plano e o enquadramento com as respectivas metas de qualidade podem ser direcionados esforços para a gestão territorial da bacia, reprimindo atividades possivelmente impactantes sobre os recursos hídricos.

Pires; Santos e Del Prette (2002) apontam que dentre diversas metodologias utilizadas para a gestão ao nível de bacia hidrográfica encontra-se aquelas que empregam o uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), devido a sua flexibilidade e disponibilidade.

3.9 APLICAÇÃO DE SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG) EM RECURSOS HÍDRICOS

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) podem ser considerados como “um poderoso conjunto de ferramentas para coletar, armazenar, recuperar, transformar e visualizar dados do mundo real para um conjunto de propósitos em particular.” (BURROUGH; MCDONNELL, 1998, p. 11). Os SIG são reconhecidos como uma tecnologia que apresenta as ferramentas necessárias e adequadas para efetuar análises que envolvem uma grande quantidade de dados espacializados, permitindo uma ampla gama de possibilidades para uma melhor compreensão da ocupação e da utilização do meio físico. (SILVA, 2003).

A abordagem de consulta espacial em um SIG é o que faz desta uma ferramenta diferenciada, pois, nas palavras de Longley et al. (2002, p. 2), “Quase tudo o que acontece, acontece em algum lugar. Saber onde alguma coisa acontece é criticamente importante.”

A utilização de um sistema computacional com alta capacidade é a característica primordial de um SIG, onde os dados brutos podem ser manipulados e transformados em informações utilizáveis e politicamente relevantes, que tornem possível a visualização e a explicação das relações espaciais do ambiente físico, além do desenvolvimento de cenários futuros e da avaliação de possíveis intervenções no meio. (LANG; BLASCHKE, 2009). Entretanto, um SIG que não apresenta um banco de dados consistente e de qualidade não terá suas potencialidades alcançadas, tornando-se ineficiente e impróprio para os seus propósitos. (FITZ, 2008; SILVA, 2003).

Esta é uma ferramenta própria para análises espaciais, onde a localização de um objeto ou fenômeno que recebe influência do ambiente é importante, como na ecologia e no manejo de bacias hidrográficas, devido a inúmeras perspectivas de inovação que a mesma possibilita “tanto na busca sobre padrões e processos ecológicos, quanto no apoio a ações de manejo e gestão.” (BECKER, 2002, p. 91-93).

O conhecimento dos processos hidrológicos para o entendimento da bacia hidrográfica é importante. Entretanto, saber a localização e distribuição das atividades humanas no meio físico e estudar a sua variação temporal também é relevante, pois podem-se propor estratégias de ação visando melhorar a distribuição espacial destas atividades na busca pela conservação dos recursos naturais. (MENDES; CIRILO, 2013).

A utilização de SIG na compreensão dos aspectos espaciais envolvidos com a qualidade da água superficial tem sido amplamente empregada na literatura, em diversas abordagens, na busca por um melhor entendimento das relações existentes entre os elementos de uma bacia hidrográfica, os quais afetam este recurso tão importante.

Ao utilizar SIG no estudo da variabilidade espacial da água superficial dos principais rios e reservatórios em Ranchi (Índia), Pandey e Kumar (2015) concluíram que a alta taxa de construções (39%) e o crescimento populacional (36%) afetam a qualidade da água para abastecimento público e relataram a necessidade de

tratamento para diminuir a concentração de contaminantes orgânicos e microbiológicos, os quais têm associação direta com o uso da terra e a localização das construções em áreas de influência dos corpos hídricos.

Avaliando a qualidade da água superficial da bacia hidrográfica do rio Honghe, na China, Yan et al. (2015) utilizaram SIG e análises geo-estatísticas para visualizar espacialmente as características das fontes de poluição da água e desta forma identificar regiões potenciais de poluição na bacia. Obteve-se como resultado que as principais fontes de poluição na bacia são o P-total, NO₂ e N-total provenientes de dejetos industriais, agrícolas e urbanos, e que, no geral, 83,27% da bacia encontra-se entre média e seriamente poluída.

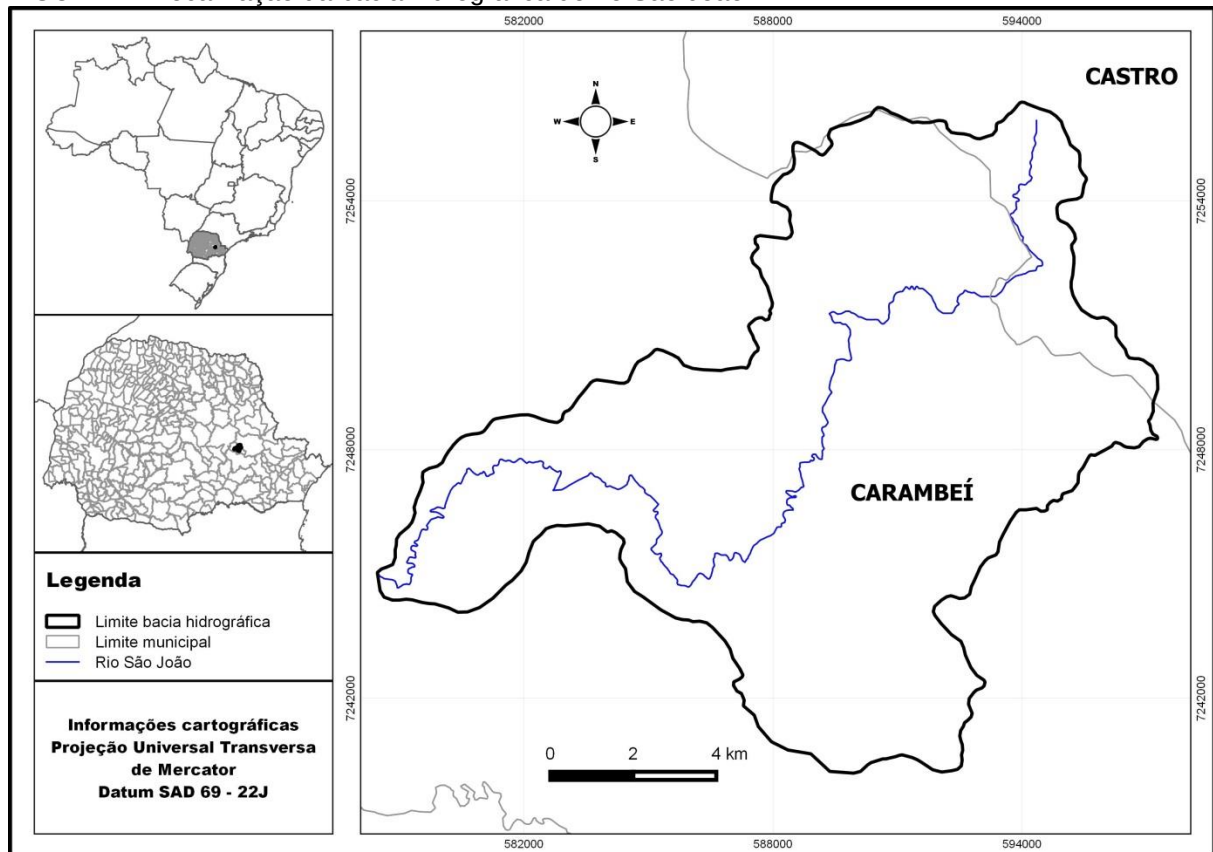
Na bacia hidrográfica do lago Issaqueena (EUA), Pilgrim et al. (2014) avaliaram as mudanças no uso do solo entre os anos de 1951 e 2009 com o auxílio de fotografias aéreas e SIG, destacando que a bacia sofreu uma mudança de agricultura/pastagem (-57,1%/-42,6%) para floresta (+79,7%), mudanças que ocorreram devido a questões econômicas. Apesar destas mudanças, os autores relatam que ainda ocorre um grande aporte de nitrogênio para a água nas épocas de cultivo e destacam a importância de estudos que abordam os efeitos reversos ocasionados pela mudança de usos do solo mais intensivos para menos intensivos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido em duas sub-bacias localizadas na bacia hidrográfica do rio São João, a qual compreende área de aproximadamente 145 km², situada, em sua maior parte no município de Carambeí - PR, com pequena porção superior norte-nordeste inserida no município de Castro - PR. O rio São João, principal rio da bacia hidrográfica e que dá origem ao seu nome, é afluente da margem direita do rio Pitanguí, fazendo parte da bacia de drenagem do rio Tibagi. Na Figura 1 pode-se observar a localização geográfica da bacia.

FIGURA 1 - Localização da bacia hidrográfica do rio São João



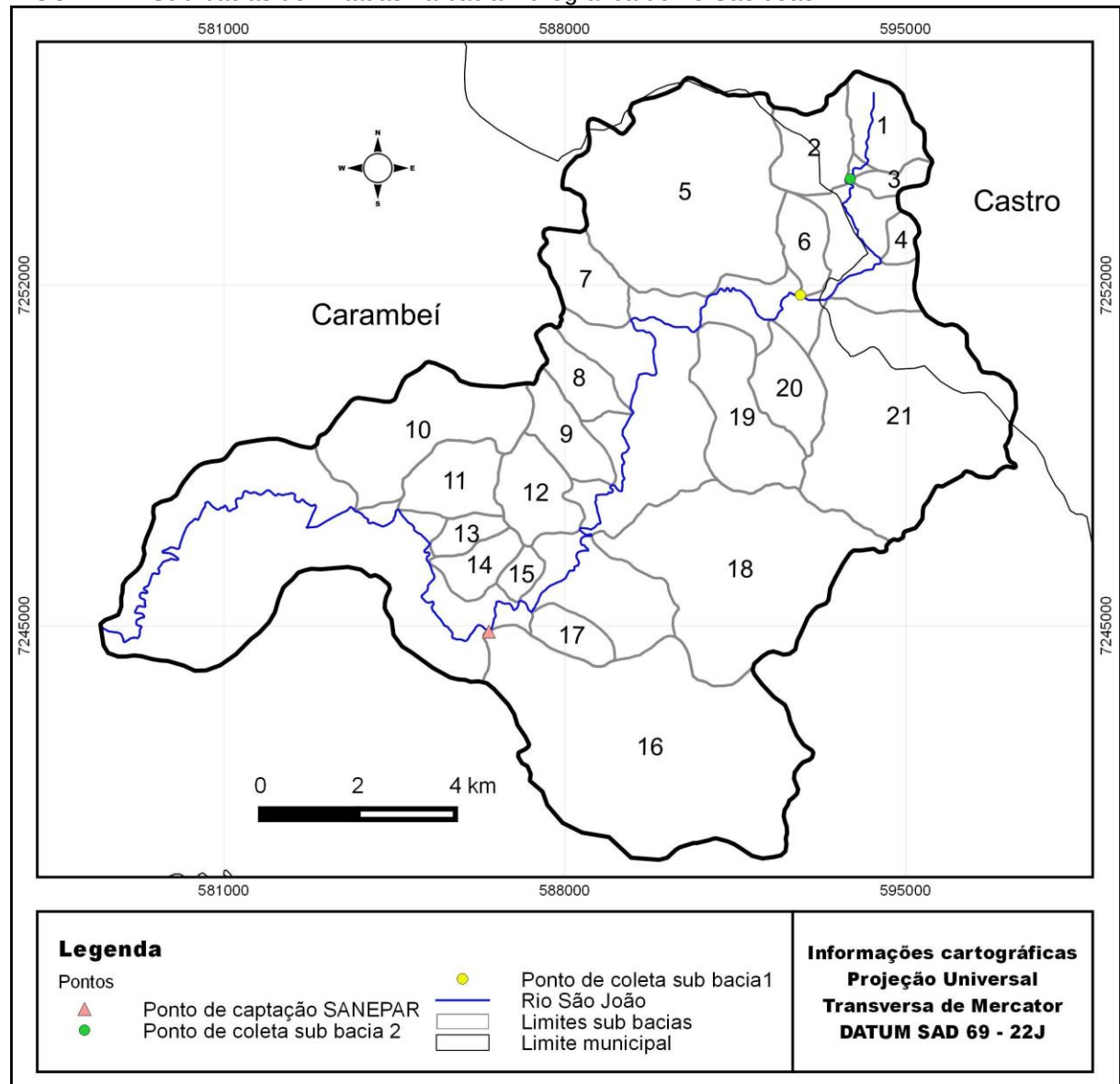
FONTE: O autor.

4.2 DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA

Para a escolha dos pontos de avaliação da qualidade da água efetuou-se a delimitação das sub-bacias inseridas dentro da bacia do rio São João através das cotas planialtimétricas da carta topográfica do município de Castro, folha MI 2824-4 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2001) com

equidistância vertical de 20 m, totalizando 21 sub-bacias (Figura 2), com o auxílio do software QGIS® 2.6.1 (2014). Em seguida, buscou-se evidenciar as sub-bacias mais representativas dos usos do solo predominantes na bacia do rio São João, sendo eles a agricultura (41,68%) e a floresta nativa (25,06%). Desta forma, destacaram-se nove sub-bacias potenciais, sendo as sub-bacias 3, 16, 20 e 21 representando a agricultura e as sub-bacias 4, 6, 7, 13 e 15, representando a vegetação nativa (Tabela 2). Para a representação da vegetação nativa, em algumas sub-bacias, somou-se a porcentagem de floresta, campo nativo e bracatinga (*Mimosa scabrela*), como nas sub-bacias 6, 7, 13 e 15, visto que estas formações vegetais são naturais da região estudada e, portanto, devem ser contabilizadas.

FIGURA 2 – Sub-bacias delimitadas na bacia hidrográfica do rio São João



FONTE: o autor.

TABELA 2 – Sub-bacias selecionadas e respectivas porcentagens de uso

Sub-bacia	ha	Tipo de uso	
		Agricultura (%)	Vegetação nativa (%)
3	69,0	54,1%	-
4	61,0	-	52,4%
6	162,3	-	69,8% (floresta 51,5%; bracatinga 18,3%)
7	239,02	-	63,5% (floresta 39,2%; campo 24,3%)
13	87,8	-	63,7% (floresta 17,5%; campo 46,2%)
15	65,2	-	73,8% (floresta 18,5%; campo 55,4%)
16	2100,9	52,4%	-
20	248,6	71,3 %	-
21	1484,5	53,4%	-

FONTE: o autor.

Foram realizadas visitas a campo a fim de verificar os acessos aos exutórios das sub-bacias selecionadas e possíveis locais para a realização de amostragens de água. Somente quatro sub-bacias mostraram-se acessíveis, sendo elas as sub-bacias 3 e 16, representando a agricultura, e as sub-bacias 6 e 13, representando vegetação nativa. Para a avaliação da qualidade da água buscou-se locais de amostragem que estivessem à montante do ponto de captação (Figura 2) para o abastecimento público do município de Carambeí, a fim de se conhecer a qualidade da água bruta e relacionar as suas características com o ambiente do entorno. Desta forma, estes dados podem ser utilizados pelos gestores públicos para uma melhor gestão dos recursos hídricos da bacia. Como os exutórios das sub-bacias 13 e 16 situam-se à jusante do ponto de captação, portanto, foram escolhidas as sub-bacias 3 e 6. Além disso, apesar de estar representando o uso agricultura, a sub-bacia 16 apresenta uma grande área urbanizada que poderia influenciar as análises de água e somar aos efeitos da agricultura sobre a qualidade da água, os quais são o foco do estudo.

A fim de facilitar a nomenclatura das sub-bacias selecionadas, nomeou-se a sub-bacia 6, a qual representa a vegetação nativa, de sub-bacia 1 ou ponto 1, e a sub-bacia 3, a qual representa a agricultura, de sub-bacia 2 ou ponto 2.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO JOÃO E DAS SUB-BACIAS SELECIONADAS

4.3.1 CLIMA

O clima da região dos Campos Gerais relaciona-se com alguns aspectos importantes, como a infiltração de massas de ar frio durante o inverno, a ação de ventos marítimos úmidos que avançam pela Serra do Mar ocasionando chuvas e variações na posição do Equador Térmico e do Anticiclone do Atlântico Sul, que no verão posicionam-se ao sul e alteram condições de precipitações, temperaturas, umidade relativa e dos ventos. (CRUZ, 2014). As características meteorológicas, como a precipitação, a insolação e a umidade relativa do ar da região sofrem forte influência da Escarpa Devoniana, que promove a formação de chuvas orográficas na região de passagem entre o Primeiro e o Segundo Planalto. (MELO; GUIMARÃES; SANTANA, 2010).

Nas cartas climáticas elaboradas pelo Instituto Agrônomo do Paraná (INSTITUTO AGRÔNOMO DO PARANÁ, 2000), de acordo com a classificação de Köppen, a região pertence ao clima tipo Cfb, que é clima temperado propriamente dito, onde a temperatura média do mês mais frio do ano é $< 18^{\circ}\text{C}$, apresentando verões frescos e com temperatura média $< 22^{\circ}\text{C}$ no mês mais quente, não apresentando estação seca bem definida.

Na região abrangida pela bacia a temperatura média anual varia entre 18°C e 19°C e a precipitação média situa-se entre 1.400 a 1.600 mm (CRUZ, 2014), o que corrobora para a perenização dos rios da bacia, visto que, de acordo com Gomes e Cassol Pinto (2014) é importante, pois 52% do abastecimento público do município de Carambeí provêm destas águas superficiais.

4.3.2 GEOMORFOLOGIA

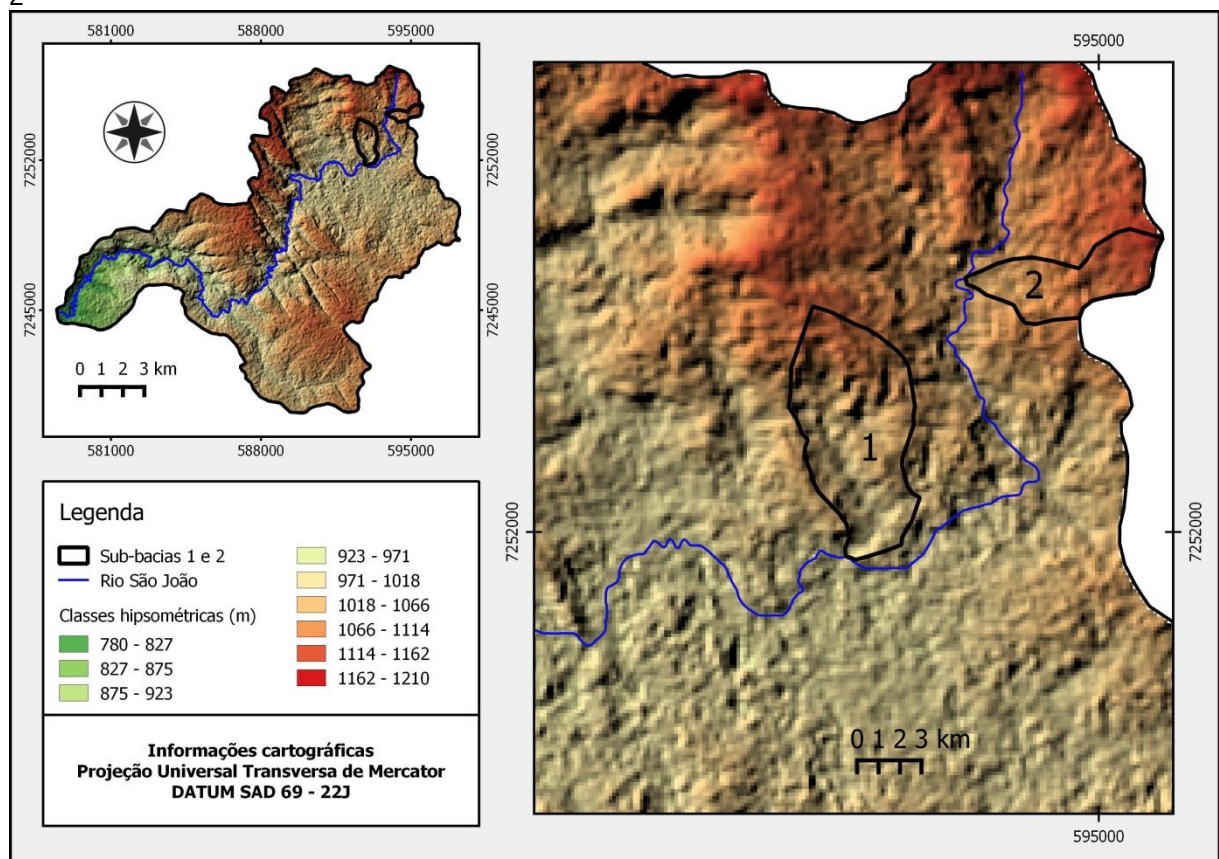
Pode-se encontrar três diferentes domínios geomorfológicos na região da bacia hidrográfica do rio São João, sendo eles o Primeiro Planalto Paranaense, à leste da bacia, a Escarpa Devoniana e o Segundo Planalto Paranaense, na parte oeste da bacia, sendo que as sub-bacias estão localizadas no Primeiro Planalto Paranaense (Figura 3).

O mapa hipsométrico pode ser observado na Figura 3. No geral as altitudes na bacia do rio São João oscilam de 780 metros à 1.210 metros, sendo que da

nascente à foz do rio São João a altitude varia em aproximadamente 400 metros, com sua nascente no domínios do Primeiro Planalto, atravessando a Escarpa Devoniana, até sua foz, no Segundo Planalto. (GUIMARÃES et al., 2014). A sub-bacia 1 apresenta altitudes variando de 1.162 m, da nascente do seu rio principal, até 1.018 m, na sua foz, variação de 144 m. Já a sub-bacia 2 apresenta altitudes que oscilam entre 1.162 m à 1.066 m, variando cerca de 96 m.

Situação diferenciada é encontrada na cabeceira do rio São João, no Primeiro Planalto, sendo a mesma elevada em relação à área vizinha, demonstrando uma suave transição entre o Primeiro e o Segundo Planalto, fenômeno que foi aproveitado pelos setores rodoviário e ferroviário para a ligação entre os municípios de Carambeí e Castro. (MELO; GUIMARÃES; SANTANA, 2010).

FIGURA 3 - Hipsometria da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2



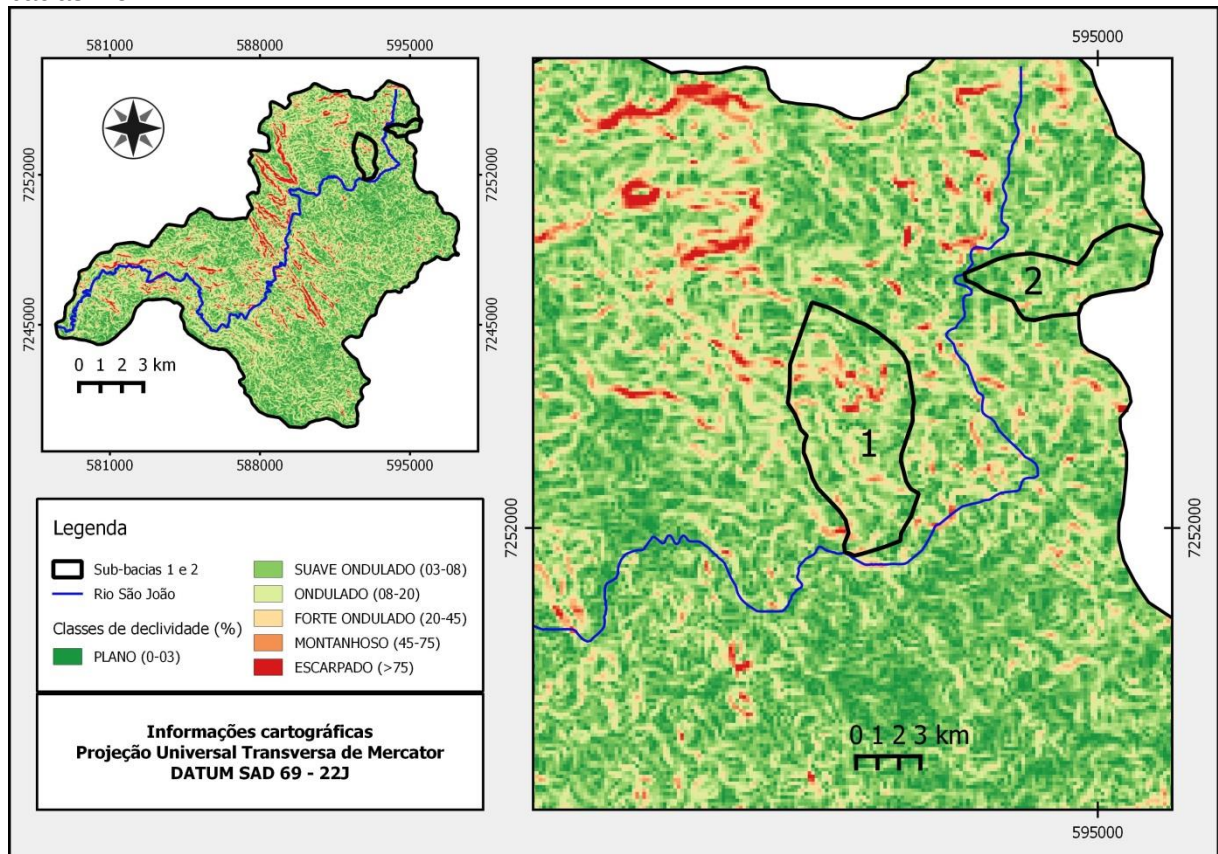
Fonte: O autor.

O gradiente topográfico das sub-bacias pode ser observado na Figura 4. Observa-se que, no geral, na maior parte da bacia do rio São João o relevo varia entre plano (declividade de 0 a 3%) a ondulado (declividade de 8 a 20%). Na parte

central e norte, na região da Escarpa Devoniana, o relevo é escarpado (declividade $> 75\%$), assim como em algumas regiões da porção final, à leste da bacia. A sub-bacia 1 apresenta o relevo variando entre suave ondulado (3-8%) a ondulado (8-20%) em sua maioria, sendo que na porção norte existem locais com relevo forte ondulado (20-45%) a escarpado ($> 75\%$). A sub-bacia 2, em sua totalidade, possui relevo que oscila entre plano (0-3%) a ondulado (8-20%).

Na região predominam sucessões de colinas baixas de formas suaves e topo amplo, com declividade $< 3\%$, e planícies aluviais com relevo plano a praticamente plano, sendo as vertentes caracterizadas por serem convexas e não ultrapassarem declividade de 10%. (BOGNOLA et al., 2002; FASOLO et al., 2002).

FIGURA 4 - Classes de declividade da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2



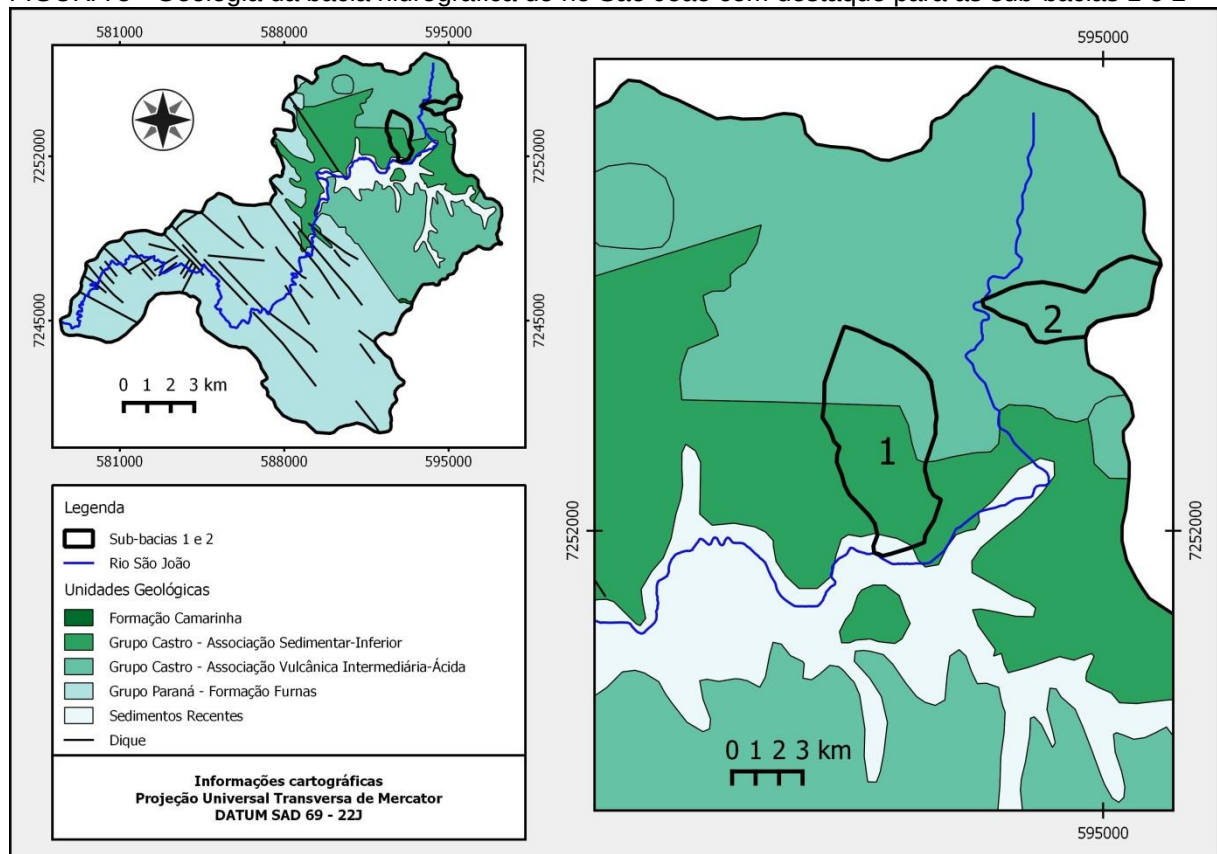
FONTE: O autor.

4.3.3 GEOLOGIA

As rochas que formam o substrato da bacia hidrográfica do rio São João pertencem à Bacia do Paraná e ao Embasamento Proterozóico. (GUIMARÃES et al., 2014). A sub-bacia 2 está totalmente inserida nos domínios do Grupo Castro onde

ocorrem rochas da Associação Vulcânica Intermediária-Ácida. A sub-bacia 1 é constituída por três unidades geológicas: rochas da Associação Vulcânica Intermediária-Ácida na sua porção norte, rochas da Associação Sedimentar Inferior na porção central da bacia, ambas pertencentes ao Grupo Castro, e, na porção final, na foz e com menor abrangência, observa-se a presença de sedimentos recentes (Figura 5).

FIGURA 5 - Geologia da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2



FONTE: Adaptado de PARANÁ. SERVIÇO GEOLÓGICO DO PARANÁ - MINEROPAR. Mapa geológico do Paraná. Carta geológica de Telêmaco Borba, 1:250.000. Curitiba, 2006.

Ocupando a menor porção da área da bacia observa-se a ocorrência da Formação Camarinha, caracterizada por sedimentos detríticos de cor castanha, não metamorfoseados, onde predominam siltitos intercalados por conglomerados polimíticos, e seu ambiente deposicional ocorreu por meio de correntes de turbidez que tiveram origem em corridas de lama, as quais penetraram em um ambiente marinho instável. (BIGARELLA; PAROLIN, 2010).

Na parte nordeste da bacia, no Primeiro Planalto, dominam as rochas pertencentes ao Grupo Castro, o qual na região é constituído pela Associação

Sedimentar Inferior e Associação Vulcânica Intermediária-Ácida, fazendo parte do embasamento da Bacia do Paraná. Estas associações demonstram uma origem vinculada aos falhamentos da Plataforma Sul-Americana. (PARANÁ, 2001). Este fenômeno ocorreu durante o Ciclo Brasileiro, período de aglutinação de placas tectônicas que originou o supercontinente Gondwana Ocidental, processo marcado por intenso metamorfismo, magmatismo, tectonismo e sedimentação, dando origem às rochas constituintes do embasamento da Bacia do Paraná, sendo que no período final de estabilização tectônica ocorreu a formação de bacias vulcanossedimentares, como as do Grupo Castro. (MELO; GUIMARÃES; SANTANA, 2010). As rochas sedimentares ocorrem na forma de conglomerados, arenitos, siltitos e lamitos, os quais foram depositados em ambiente continental, lacustre ou fluvial, enquanto que as rochas vulcânicas se caracterizam por serem ácidas e compreendem intrusivas e efusivas, como riolitos, andesitos, ignimbritos e piroclastos de diversos tipos. (BIGARELLA; PAROLIN, 2010; PARANÁ, 2001).

Em quase dois terços da bacia do rio São João, na sua porção média e final, ocorrem rochas da Formação Furnas, pertencentes ao Grupo Paraná, unidade constituinte da Bacia do Paraná. Após a consolidação do continente Gondwana Ocidental, com o término do Ciclo Brasileiro, ocorreram, de acordo com Guimarães et al. (2014), importantes rebaixamentos da litosfera que deram origem a depressões onde se acumularam sedimentos e derrames vulcânicos, que atualmente integram a Bacia do Paraná. Segundo os autores, parte dessa fase geológica se materializa nas rochas da Formação Furnas, a qual é constituída predominantemente por arenitos quartzosos com estratificação cruzada, dos tipos planar e acalanada (BIGARELLA; PAROLIN, 2010), em sua maior parte de coloração esbranquiçada e granulação média a grossa, podendo ser observados níveis com granulação fina ou cascalho, demonstrando uma constituição variada. (GUIMARÃES et al., 2014). O ambiente de deposição é aluvial e litorâneo. (PARANÁ, 2001). A exposição do arenito à superfície é responsável pela nomeação de diversos cursos d'água na região, como, por exemplo, o lajeado do Carambeí, um dos principais tributários do rio São João. (MELO; GUIMARÃES; SANTANA, 2010).

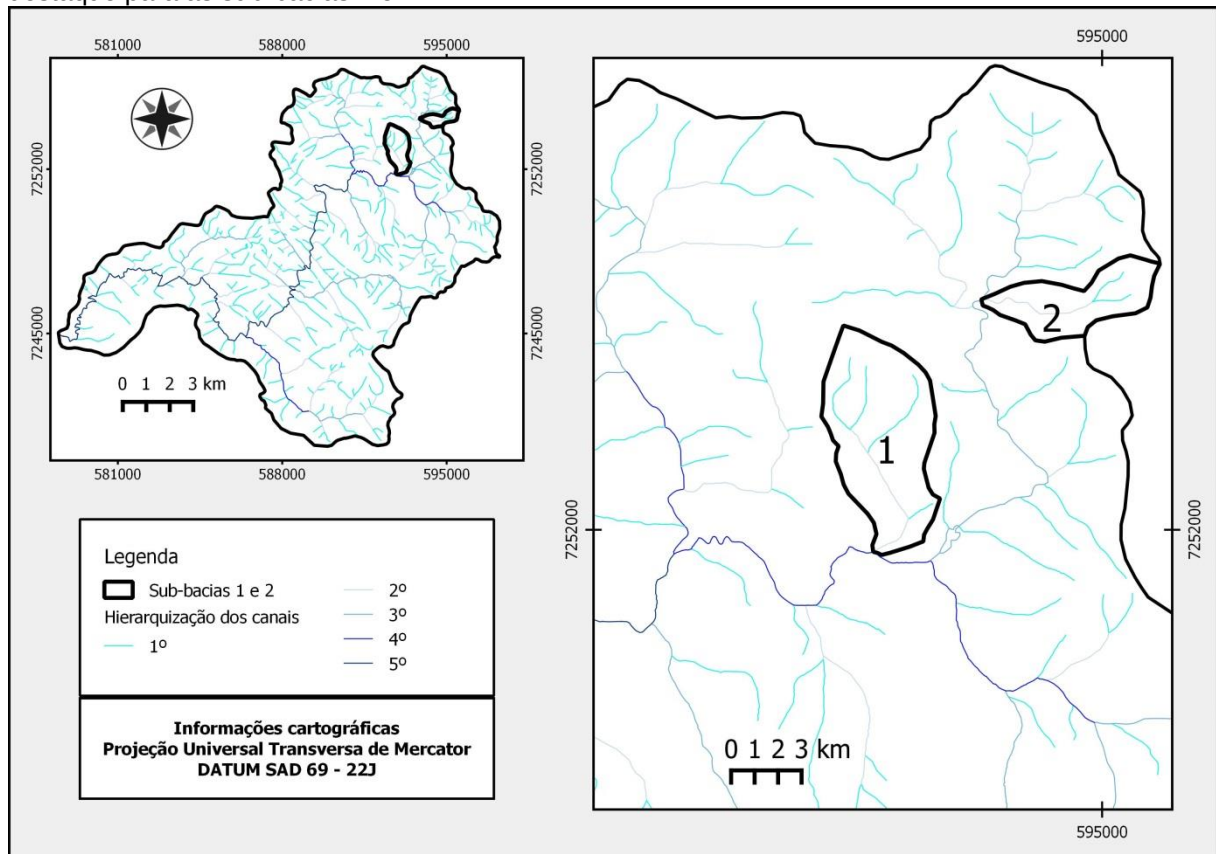
No curso superior do rio São João observa-se a presença de depósitos aluviais, assim como em alguns afluentes, além da acumulação de tálus na base da Escarpa Devoniana, sendo caracterizados como materiais pouco espessos com

textura diversificada, marcando períodos mais recentes do processo de sedimentação da bacia do São João. (GUIMARÃES et al., 2014).

4.3.4 HIDROGRAFIA

A rede hidrográfica da bacia do rio São João é mostrada na Figura 6. O rio São João possui 39 km de extensão, com sua nascente situada na região abrangida pelo município de Castro e a sua foz pertencente ao município de Carambeí, como pode ser observado na Figura 1.

FIGURA 6 - Hidrografia e hierarquização dos canais da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2



FONTE: O autor.

A hierarquização dos canais (Figura 6) demonstra que existem 296 canais de primeira ordem, 64 canais de segunda ordem, 17 canais de terceira ordem, 4 canais de quarta ordem e 1 canal de quinta ordem, de forma que a bacia do rio São João é classificada como de quinta ordem, de acordo com a classificação de Strahler (1952). Ambas as sub-bacias são classificadas como sendo de segunda ordem. Esta classificação considera os pequenos cursos d'água, que apresentam

largura estreita e pouca profundidade, consequentemente acumulando pequeno volume de água em seu canal (GOMES; CASSOL PINTO, 2014), como é o caso dos locais analisados no presente estudo. O comprimento do curso principal da sub-bacia 1 é de 2,3 km de extensão, enquanto que o da sub-bacia 2 é de 1,6 km.

O padrão da rede hidrográfica pode ser classificado como dendrítico na maior parte da bacia, com exceção do médio curso, onde nota-se um padrão mais retangular ou paralelo. Isto ocorre devido ao forte controle estrutural existente nesta região, segundo Guimarães et al. (2014), devido à evolução do Arco de Ponta Grossa que deu origem a estruturas direcionadas no sentido NW-SE, nos domínios da Formação Furnas, e reativou estruturas com direção NE-SW, do embasamento.

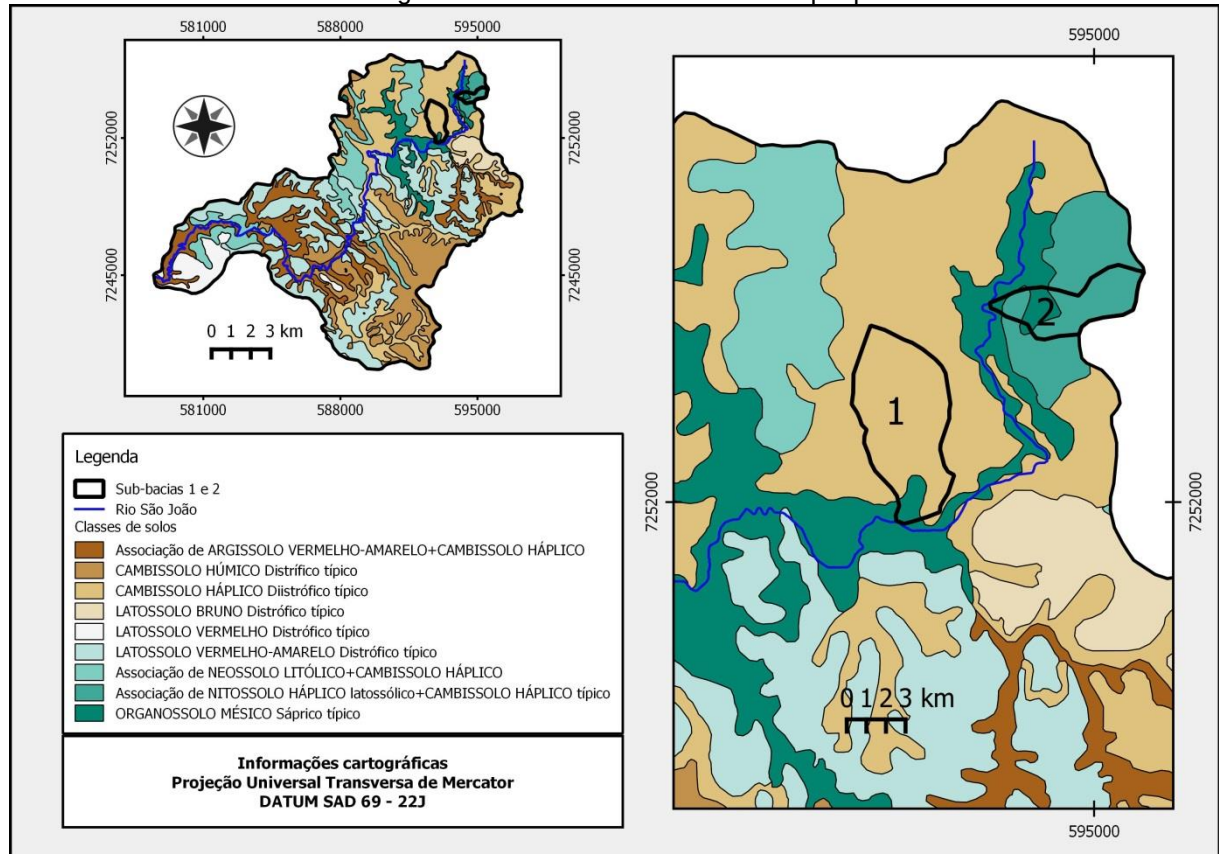
Em medição de vazão do rio São João em 2010 à 2011, Gomes e Cassol Pinto (2014) relatam que a profundidade máxima encontrada foi 1,50 m e que a largura variou entre 10 e 12 m, caracterizando rios de pequeno porte, frequentes na região da bacia como pode ser observado pela grande quantidade de canais de primeira ordem. A vazão média calculada foi de 0,67 m³/s. Os principais tributários da margem direita do rio São João são os rios Água do Manco e arroio da Guarina, enquanto que na margem esquerda destaca-se o lajeado do Carambeí e o arroio São Daniel.

Em relação à qualidade das águas superficiais, um estudo desenvolvido em diferentes pontos ao longo da extensão do rio São João e de seu tributário, Lajeado do Carambeí, demonstraram valores de P-total, DQO e coliformes elevados, indicando a presença de matéria orgânica na água. (SCHEFFER et al., 2014). Este fato pode estar prejudicando a baixa diversidade de táxons de macroinvertebrados (BARBOLA et al., 2014) e comprometendo a fauna aquática da região. (GEALH; SILVEIRA, 2014). Em trabalho realizado por Gealh, Melo e Moro (2010) para a bacia do rio Pitangui, do qual o rio São João é afluente, destacou-se o rio São João como importante contribuinte para a poluição das águas do rio Pitangui.

4.3.5 SOLOS

Na Figura 7 pode-se observar a constituição pedológica da bacia do rio São João e das sub-bacias, de acordo com os trabalhos desenvolvidos por Bognola et al. (2002) e Fasolo et al. (2002) e adaptado por Rocha; Santos e Barreto (2014). A descrição das classes de solo segue de acordo com Bognola et al. (2002) e Fasolo et al. (2002), no Quadro 2.

FIGURA 7 - Solos da bacia hidrográfica do rio São João com destaque para as sub-bacias 1 e 2



FONTE: Adaptado de ROCHA, C. H.; SANTOS, E. N.; BARRETO, K. T. Áreas prioritárias para conservação dos recursos hídricos. IN: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR**: fonte de vida, cuidados devidos. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 247-269.

QUADRO 2 - Descrição das classes de solos da bacia hidrográfica do rio São João

(continua)

Classe de solo	Descrição
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO	Os argissolos são constituídos por material mineral ou argila e possuem grande variação nas suas características morfológicas, físicas e químicas. Ocupam, geralmente, a parte inferior de vertentes. Os ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELO ocorrem normalmente nos terços inferiores das encostas com relevo ondulado, com horizonte A proeminente com textura arenosa e o horizonte B com textura média. Quando se pode detectar a vegetação original nestes solos, a mesma é do tipo campo subtropical úmido.
CAMBISSOLO HÁPLICO/HÚMICO	Os cambissolos são formados por material mineral, com horizonte B incipiente, pouco profundos, moderadamente a bem drenados, com grau de evolução que não chega a meteorizar completamente minerais primários, e de fácil intemperização. Os CAMBISSOLOS HÁPLICOS, predominantes no Primeiro Planalto, são solos minerais com textura argilosa, moderadamente drenados, não muito profundos, formados por horizonte A superficial e horizonte B incipiente. Os CAMBISSOLOS

QUADRO 2 - Descrição das classes de solos da bacia hidrográfica do rio São João

(continuação)

Classe de solo	Descrição
CAMBISSOLO HÁPLICO/HÚMICO	HÚMICOS, que ocorrem na região do Segundo Planalto, provém da decomposição do arenito Furnas, com textura média, horizonte A húmico, com maiores teores de matéria orgânica se comparado com os horizontes subjacentes. Ocorrem em relevos planos a suaves e até em encostas íngremes.
LATOSSOLO BRUNO/VERMELHO/VE RMELHO-AMARELO	A classe dos LATOSSOLOS é considerada pelos autores a mais importante do estado devido ao seu elevado aproveitamento agrícola, que resulta das suas ótimas propriedades física, juntamente relevo favorável. São bastante evoluídos e muito profundos, porosos e com boa permeabilidade, além de resistentes a erosão. Os LATOSSOLOS BRUNOS são solos minerais não hidromórficos, ocorrentes em altitudes > 1.000 metros, onde predomina clima frio e úmido, com horizonte A espesso e com altos teores de matéria orgânica. Presentes em superfícies estáveis, com relevo plano ou suavemente ondulado, quase sempre encontrados em divisores de água. Originam-se das rochas pertencentes ao Grupo Castro. Os LATOSSOLOS VERMELHOS são solos minerais não hidromórficos e distróficos, geralmente encontrados em regiões com relevo suave ondulado, também quase sempre situados nos divisores de água. Os LATOSSOLO VERMELHO-AMARELOS apresentam textura média e são muito profundos, porosos e bem drenados, derivados do arenito Furnas, ocorrendo em regiões com relevo ondulado.
NEOSSOLO LITÓLICO	Os NEOSSOLOS são pouco evoluídos, sem um horizonte B diagnóstico. Os NEOSSOLOS LITÓLICOS possuem horizonte A diretamente sobre a rocha ou sobre o horizonte C. Suas características restringem-se às do horizonte A, que varia entre 15 a 40 cm de espessura, e com características como cor, textura e estrutura, dependentes do material de origem, o qual compreende riolitos, siltitos, arenitos, etc.
NITOSSOLO HÁPLICO	Constituídos por material mineral, com horizonte B expressivo em termos de estrutura e cerosidade, com textura argilosa. São profundos e bem drenados, variando na coloração vermelha a brunada.
ORGANOSSOLO	Solos hidromórficos, essencialmente orgânicos e pouco evoluídos. Matéria orgânica proveniente de restos vegetais em diversos graus de decomposição, depositados em ambientes mal drenados, sob condições permanentes de encharcamento. A profundidade varia em torno de 100 cm. Ocorre em regiões com relevo plano, predominantemente em várzeas e próximo a rios, e seu substrato é

QUADRO 2 - Descrição das classes de solos da bacia hidrográfica do rio São João

(conclusão)

Classe de solo	Descrição
ORGANOSSOLO	argiloso.

FONTE: Adaptado de BOGNOLA, I. A. et al. Caracterização dos solos do município de Carambeí – PR. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, n. 8. 2002; FASOLO, P. J. et al. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Caracterização dos solos do município de Castro – PR. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, n. 9, 2002.

Em ambas as sub-bacias, na porção do seu exutório, ocorre o tipo ORGANOSSOLO MÉSICO Sáprico típico. Como descrito no Quadro 2, estes são solos hidromórficos e essencialmente orgânicos, ocorrendo em condições permanentes de encharcamento onde o lençol freático encontra-se na superfície na maior parte do tempo, surgindo em regiões com relevo plano, predominantemente em partes mais baixas de várzeas e regiões próximas à rios. Sá (2014) escreve que estes solos também podem ser encontrados em regiões que apresentem relevo ondulado e suave-ondulado, em vertentes côncavas convergentes e na base de vertentes em geral, estando, portanto, associados a ocorrência de água. Sendo assim, a autora atenta que estes solos não devem ser utilizados para nenhum uso que não seja o de reserva natural devido a sua elevada fragilidade ambiental, e que este cuidado é necessário para preservar pontos de surgência hídrica e para garantir a manutenção de água de boa qualidade. (SÁ, 2014).

Na sub-bacia 1 predomina a classe CAMBISSOLO HÁPLICO Distrófico típico, que, de acordo com o Quadro 2, é a classe dominante na região do Primeiro Planalto, estando relacionado com as litologias do Grupos Castro e se apresentando como solos minerais de textura argilosa, moderadamente drenados, não muito profundos, formados por um horizonte A superficial e um horizonte B incipiente. Sá (2014) escreve que a classe de CAMBISSOLO é a mais expressiva da região dos Campos Gerais. A autora observa que os CAMBISSOLOS são designados como frágeis e sujeitos à erosão, o que, juntamente com práticas inadequadas de manejo do solo e desmatamento da vegetação ciliar, pode acabar contaminando ou até mesmo extinguindo corpos d'água. (SÁ, 2014).

Na sub-bacia 2 predomina a associação NITOSSOLO HÁPLICO latossólico + CAMBISSOLO HÁPLICO típico. Como descrito no Quadro 2, esta classe de solos é constituída por material mineral, com horizonte B expressivo em termos de estrutura e cerosidade, com textura argilosa. São solos profundos e bem drenados, variando na coloração vermelha a brunada. Sá (2014) escreve que, apesar da sua

limitação, relacionada ao relevo ondulado onde estão situados, estes solos apresentam boa aptidão para a fruticultura, a silvicultura, o pastoreio ou para reservas naturais.

4.3.6 VEGETAÇÃO

Segundo a proposta de Veloso, Rangel Filho e Lima (1991) para a classificação da vegetação brasileira, a região dos Campos Gerais insere-se na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM), onde na sua composição florística dominam gêneros primitivos como *Drymis* e *Araucaria* (australásicos) e *Podocarpus* (afro-asiático). O principal elemento que caracteriza esta paisagem florestal é a Araucária (*Araucaria angustifolia*), árvore símbolo do estado, com ocorrência intimamente relacionada à altitude e estendendo-se pelos três planaltos paranaenses. (MAACK, 2012).

Dentro da classificação FOM destacam-se na região duas sub-formações, a Floresta Ombrófila Mista Montana (FOMM) e a Floresta Ombrófila Mista Aluvial (FOMA). A FOMM é adaptada às condições climáticas úmidas, em altitudes elevadas, com destaque para o pinheiro-bravo (*Podocarpus lambertii*) e a erva-mate (*Ilex paraguariensis*). (CARMO; MORO; NOGUEIRA, 2014). A FOMA ocorre nas margens dos rios e tem sido alvo de diversas pesquisas. Na bacia do rio São João, Carmo et al. (2014) estudaram a vegetação atestando que a mesma se encontra escassa e interrompida em diversas áreas por desmatamento e pela presença de espécies exóticas.

Outra importante fisionomia observada nos domínios dos Campos Gerais são os campos que, sob uma visão evolutiva, são remanescentes de um antigo clima pleistocênico, caracterizado como semiárido o que, segundo Maack (2012), o designa como sendo a formação vegetal mais primitiva do Estado. As matas teriam surgido num período recente, com seu avanço impedido pela intervenção antrópica, devido a queimadas regulares do passado. (MAACK, 2012). Os campos são extensas áreas com fisionomias homogêneas, associados a capões de FOMM e FOMA, formando as matas de galeria e, ocasionalmente, associados a fragmentos de cerrado, que também ocorre na região. (MORO; CARMO, 2014).

Os campos da região enquadram-se na classificação da vegetação brasileira como Estepe Gramíneo-Lenhosa, ou campos limpos. (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). Em um estudo conduzido na bacia do rio São João, Nogueira et al.

(2014, p. 89) relatam que os campos “[...] encontram-se fragmentados e parcialmente descaracterizados devido à substituição da cobertura vegetal nativa por atividades agropecuárias. Os poucos remanescentes são encontrados margeando os cursos d’água [...]”. Pode-se dividir os campos da região em campos secos, com afloramentos rochosos, e campos úmidos, que são frequentes na bacia do Rio São João. Os campos secos são observados em áreas bem drenadas e sobre afloramentos de rocha, onde o solo é formado por uma fina camada, já os campos úmidos ocorrem em áreas com acúmulo de águas. (MORO; CARMO, 2014).

Na região dos Campos Gerais pode-se ainda encontrar a formação cerrada, que se apresenta sob a forma de pequenos relictos esparsos, com poucas áreas ainda conservadas na bacia do Alto Tibagi, sendo o vale do rio São João uma destas áreas. (MORO; CARMO, 2014). As associações florísticas do cerrado que ocorrem no Paraná correspondem àquelas existentes no oeste de São Paulo e no planalto Central do Brasil, onde são registrados arbustos e árvores baixas e altas entre as gramíneas e as ervas baixas. (MAACK, 2012).

Demonstrou-se profunda preocupação dentre os autores citados neste capítulo em relação à preservação e conservação das áreas de vegetação nativa na região dos Campos Gerais, tendo em vista que são áreas de profunda beleza cênica e patrimônio natural da região, além de servirem de abrigo para várias espécies vegetais raras e endêmicas, assim como de espécies ameaçadas de extinção. Dentre as ameaças citadas, destacam-se a conversão de áreas nativas pela expansão das atividades agropecuárias e o desrespeito dos produtores em relação à legislação florestal para as áreas de APP (SÁ, 2014) como também os reflorestamentos com espécies exóticas que contaminam as áreas de vegetação nativa. (CARMO et al., 2014; MORO; CARMO, 2014).

4.3.7 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A região dos Campos Gerais teve como importante fator para a sua ocupação, a partir do século XVIII, as atividades econômicas relacionadas ao transporte, comércio e criação de animais entre as regiões do sul, São Paulo e as áreas de mineração no interior do país. (ROCHA; WEIRICH NETO, 2014).

A região encontrava-se despovoada até o final do século XVII, servindo apenas como passagem para viajantes que iam de Curitiba a São Paulo, situação que mudou com a descoberta do ouro em Minas Gerais e suas exigências por

animais para alimentação, transporte e montaria. (LOPES, 2004). O autor relata que nesta mesma época Portugal ordenou que fossem dadas sesmarias para a criação de gado nesta região de modo a prover as minas, sendo em 1.704 requerida uma grande área pelo capitão-mor Pedro Taques de Almeida. A sesmaria doada ao capitão e aos seus familiares abrangia as áreas onde atualmente localizam-se os municípios de Castro e Carambeí, além de grande parte da região dos Campos Gerais.

Neste contexto, a região foi uma importante rota de passagem de tropeiros que utilizaram os campos abertos como caminho de ligação entre as regiões mineradoras do interior do país e o sul, onde habitava uma grande quantidade de rebanhos. Desta forma, originou-se o Caminho das Tropas. (FASOLO et al, 2002). A região dos Campos Gerais apresentava clima favorável, abundância de pastagens e disponibilidade hídrica para suprir as necessidades dos rebanhos que por ali descansavam durante as viagens.

Naturalmente, com o tempo estabeleceram-se várias atividades comerciais ao longo destes caminhos e também povoados e vilas formados por pessoas que vinham prestar serviços aos tropeiros, sendo a primeira destas vilas Castro, denominada na época de Pouso do Iapó. (NADALIN, 2001). O povoado foi elevado à categoria de Freguesia de Sant'Anna do Iapó a partir de 1.771, e posteriormente à vila em 1.788, desmembrando-se de Curitiba e sendo alterada para Vila Nova de Castro, para se tornar cidade em 1.857, com sua denominação sendo simplificada para Castro. (FERREIRA, 1996). De acordo com Fasolo et al. (2002) o município de Castro constitui um “polo étnico bastante diversificado, onde todas as culturas se manifestam harmoniosamente”, sendo a economia do município fundamentada na agricultura, na pecuária de leite e de corte, na suinocultura e avicultura e na extração de minérios, principalmente calcário.

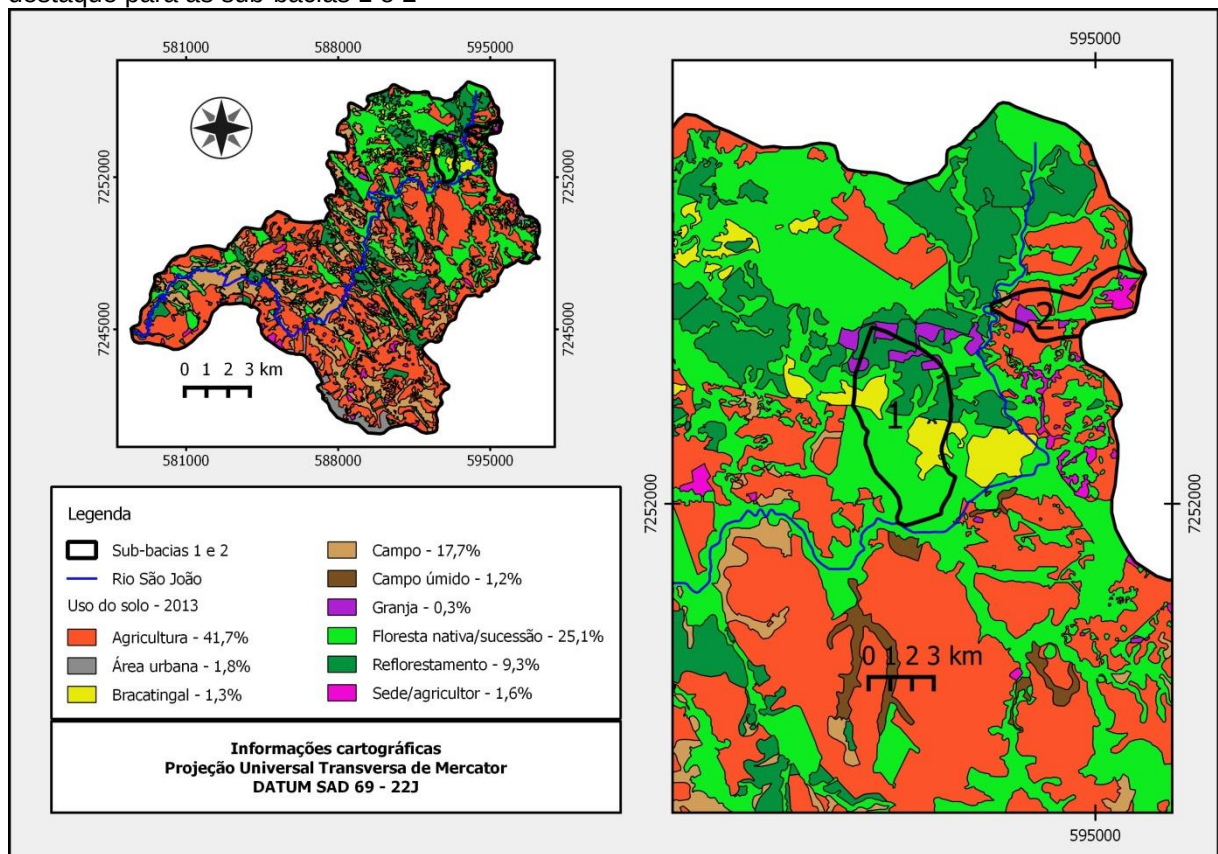
As atividades relacionadas ao tropeirismo e à pecuária influenciaram de forma profunda a história da região, pois nortearam a ocupação do espaço, originando os primeiros assentamentos, e influenciaram a cultura das pessoas que ali habitavam. (ROCHA; WEIRICH NETO, 2014).

A criação do município de Carambeí acompanhou os passos da história de Castro. (FERREIRA, 2006). Já no início século XX, a Brazil Railway Company adquiriu uma propriedade, com planos de colonizar a região e torná-la produtiva. Entre 1908 e 1911, grupos de imigrantes holandeses estabeleceram-se no Núcleo

Colonial Gonçalves Júnior, na região de Irati, e em busca de alternativas para a situação precária em que viviam, ouvem à notícia de que a Brazil Railway Company estava estabelecendo uma nova colônia na região dos Campos Gerais. (LAMB, 2011). Estes colonizadores imprimiram uma nova fisionomia aos Campos Gerais, com a utilização de uma agricultura moderna e com a industrialização do leite e derivados. (WACHOWICZ, 1977). O município foi criado em 1995, desmembrando-se de Castro e Ponta Grossa. (FERREIRA, 2006). Atualmente, Carambeí tem como principais atividades a pecuária de leite, a suinocultura e a avicultura. (WEIRICH NETO; ROCHA, 2014).

Na figura 8 pode observar o mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio São João e nas sub-bacias, o qual foi elaborado através do software QGis® 2.6.1 (2014) com o auxílio da imagem de satélite RapidEye, com resolução de cinco metros, datado de junho de 2013, através de classificação visual e vetorização das seguintes classes de mapeamento: floresta nativa (FOM), reflorestamento (exóticas), estepe gramíneo-lenhosa (campo e campo úmido), agricultura, bracatingal, granjas, sede/agricultor e área urbana.

FIGURA 8 – Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio São João no ano de 2013 com destaque para as sub-bacias 1 e 2



Fonte: o autor.

Na Tabela 3 estão dispostas as porcentagens de uso pertencentes a cada classe de mapeamento, assim como sua proporção em hectares.

TABELA 3 – Porcentagem de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio São João

<i>Tipo de uso</i>	<i>%</i>	<i>ha</i>
Agricultura	41,7	6025,4
Área urbana	1,8	266,1
Bracatingal	1,3	187,1
Campo	17,7	2563,9
Campo úmido	1,2	171,7
Granja	0,3	45,3
Floresta nativa/sucessão	25,1	3621,7
Reflorestamento	9,3	1341,3
Sede/agricultor	1,6	232,3
Total	100%	14454,7

FONTE: O autor.

A classe de uso predominante na bacia é a agricultura, ocupando 41,7% da área total, distribuindo-se amplamente por toda a bacia. Na região predomina a agricultura intensiva, com o cultivo de milho e soja no período do verão e aveia e trigo no inverno, auxiliada pela utilização de insumos químicos (agrotóxicos e fertilizantes químicos e orgânicos). (ROCHA; SANTOS; BARRETO, 2014). A segunda maior classe de uso é representada pela floresta nativa (FOM) com 25,1%, concentrando-se principalmente na porção norte da bacia, com grandes fragmentos ainda conservados, ocorrendo também a oeste e região central, apresentando-se em diferentes estágios de sucessão ecológica. Entre os grandes fragmentos de FOM, na porção norte da bacia, pode-se observar áreas de manejo com bracatinga (*Mimosa scabrella*) (1,3%), espécie nativa utilizada para extração de madeira.

A classe reflorestamento (9,3%) distribui-se por praticamente toda a extensão da bacia, sendo representada pelas espécies exóticas *Eucalyptus* spp e *Pinus* spp. Os campos ocupam em conjunto 18,9% da paisagem, dividindo-se campo nativo (17,7%), com maior incidência na porção central, oeste e sul da bacia, e campo úmido (1,2%), ocupando pequenas porções distintas na bacia. A área urbana (1,8%) concentra-se praticamente no sul da bacia, onde se encontra o município de Carambeí, na sub-bacia do rio Lajeado, apresentando somente uma pequena porção a leste da bacia. Apesar de apresentar pouca influência na dinâmica da paisagem, existe preocupação em relação à contaminação hídrica pela área urbana do município, a qual compreende também complexo industrial, por meio

de efluentes não tratados com alta carga de matéria orgânica, nutrientes e coliformes, além de moradias em locais irregulares e aporte de resíduos sólidos na água. (GEALH; MELO, 2014). As granjas restringem-se a porção norte da bacia, ocorrendo em pequena porcentagem (0,3%) e, assim como a área urbana, apesar de se apresentarem em pequena proporção seu potencial poluidor é bastante conhecido. As sedes de propriedades (1,6%) distribuem-se de forma dispersa sobre a área da bacia.

Na Tabela 4 pode-se analisar a porcentagem de ocupação nas sub-bacias. A sub-bacia 1 compreende área total de 162,3 ha, enquanto a sub-bacia 2 ocupa 69,0 ha.

Observa-se que na sub-bacia 1 o uso predominante é a floresta nativa/sucessão, ocupando 51,5% da área, motivo pelo qual a mesma foi uma das sub-bacias selecionadas para a representação da vegetação nativa. Em seguida ocorre o reflorestamento com espécies exóticas, ocupando 24,9% da área da bacia na porção superior, seguido pelo reflorestamento com nativa (bracatinga – *Mimosa scabrela*), com 18,3%, com áreas espalhadas pela porção média e superior. Na cabeceira da bacia ocorrem granjas intercaladas com áreas de reflorestamento, ocupando uma área de 5,3%.

TABELA 4 – Classes de uso e ocupação do solo das sub-bacias 1 e 2 e respectivas porcentagens de uso e hectares

Classes de uso e ocupação do solo	Sub-bacias			
	1		2	
	%	Área (ha)	%	Área (ha)
Agricultura	0,0%	0,0	54,1%	37,3
Área urbana	0,0%	0,0	0,0%	0,0
Bracatingal	18,3%	29,6	0,0%	0,0
Campo	0,0%	0,0	1,4%	0,9
Campo úmido	0,0%	0,0	0,0%	0,0
Granja	5,3%	8,6	6,2%	4,3
Floresta nativa/sucessão	51,5%	83,6	26,5%	18,3
Reflorestamento	24,9%	40,5	0,0%	0,0
Sede/agricultor	0,0%	0,0	11,8%	8,2
Total	100%	162,3	100%	69,0

FONTE: O autor.

A sub-bacia 2 apresenta a agricultura como uso do solo predominante, com 54,1% da área, sendo por esta razão selecionada para o estudo. Na região predomina o sistema de plantio direto. Em seguida, com 26, 5%, ocorre a presença

de floresta nativa/ sucessão, a qual acompanha grande parte da hidrografia da bacia como mata ciliar. A classe de uso sede/agricultor ocupa área de 11,8% da bacia, situando-se na cabeceira da bacia, exatamente na região das nascentes.

Na sub-bacia 2 também são encontradas granjas, as quais ocupam área de 6,2%, situadas na margem direita do rio principal. Ocupando a menor área encontram-se os campos, ocorrendo na foz da sub-bacia, com 1,4% de área ocupada.

4.4 CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA

Os pontos de coleta localizam-se nas coordenadas UTM 592860,28 x e 7251793,18 y para o ponto 1 e 593909,4 x e 7254172,43 y para o ponto 2 (DATUM SAD 69-Zona 22 Sul), e sua localização dentro da bacia do rio São João pode ser analisada na Figura 2. A sub-bacia 1 está inserida nos limites do município de Carambeí, enquanto que a sub bacia 2 insere-se nos domínios do município de Castro (Figura 2). O acesso até os pontos de coleta é realizado por meio da localidade de Tronco, a qual pertence ao município de Castro, pela PR 151.

Na Figura 9 pode-se observar os limites das sub-bacia 1, com o auxílio de imagem do Google (2016).

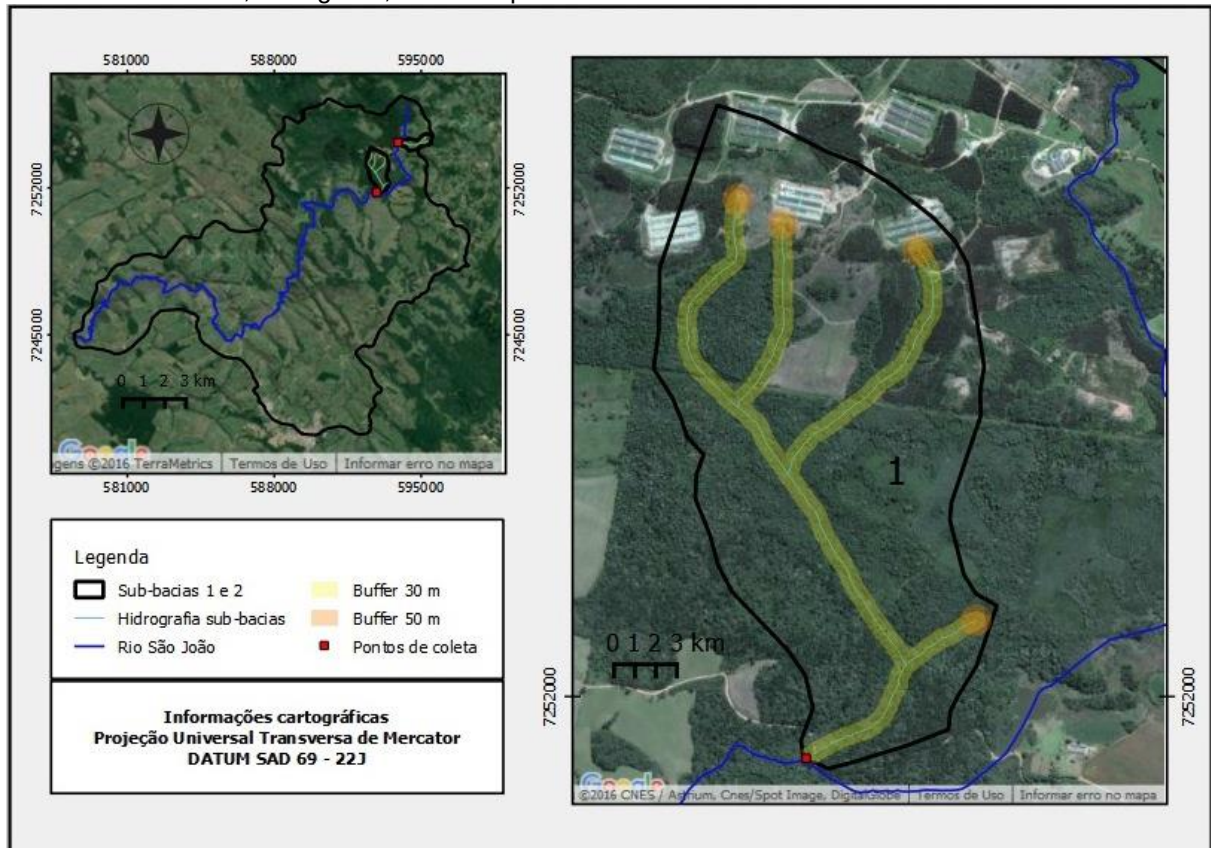
Na Figura 9 observam-se as construções civis (granjas) existentes na cabeceira da bacia (área das nascentes), as quais podem ser fontes de contaminação da água. Nesta área observa-se que os 50 m de APP estabelecidos pela legislação não são respeitados e que as construções localizam-se muito próximas às nascentes. Na parte superior, da mesma figura, podem-se observar no meio da vegetação nativa porções mais escuras que identificam reflorestamento com espécies exóticas, assim como na margem esquerda do rio, onde observamos a presença de bracatinga.

Na porção final da sub-bacia 1, pode-se observar estrada vicinal (Figura 9). A transposição desta junto ao rio é realizada por estrutura tubular de concreto simples. Esta situação pode colaborar para a degradação da qualidade da água, visto que sedimentos provenientes da estrada podem ser facilmente transportados para o corpo hídrico.

O local escolhido para a coleta foi alguns metros antes do rio da sub-bacia 1 desaguar no rio São João, logo após a transposição com a estrada vicinal. O ponto de coleta é mostrado na Figura 10, onde ao fundo pode-se observar o rio São João,

com fluxo no sentido da esquerda para a direita. Neste ponto o nível da água apresenta cerca de 15 cm de profundidade e a calha do rio cerca de 2 m de largura.

FIGURA 9 – Limites, hidrografia, buffers e ponto de coleta da sub-bacia 1



Fonte: Google (2016).

FIGURA 10 – Localização do ponto de coleta da sub bacia 1

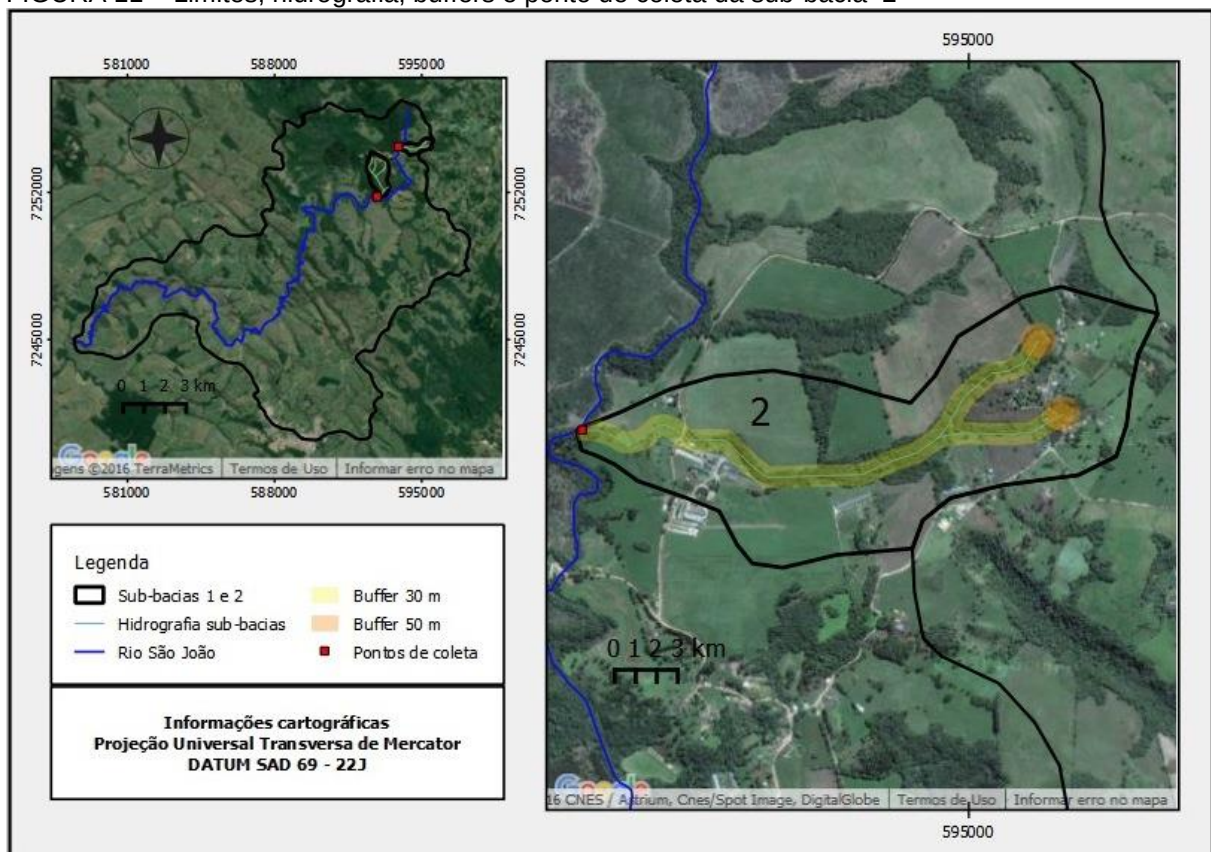


Fonte: O autor.

O leito do rio é arenoso e a água é bastante transparente. Nas margens pode ser observada a presença de bambu em meio à vegetação nativa, o que, entretanto, não permite a incidência de luz solar direta na água.

Na Figura 11 destaca-se os limites da sub-bacia 2 com o auxílio de imagem do Google (2016). Na porção superior da bacia pode-se observar a classe de uso sede/agricultor, a qual ocorre exatamente no local das nascentes dos rios da bacia, fato que certamente pode comprometer a qualidade da água. Fica claro também o uso do solo, com predominância de agricultura, a qual encontra-se amplamente distribuída por toda a área da bacia. Fica evidente também a APP acompanhando a maior parte da hidrografia, que apesar de ser irregular pode auxiliar na mitigação dos impactos causados pelos usos antrópicos, a não ser na parte inferior onde a mesma é inexistente.

FIGURA 11 – Limites, hidrografia, buffers e ponto de coleta da sub-bacia 2



Fonte: Google (2016).

Na margem esquerda, porção final da sub-bacia 2 há a presença de granjas, em menor quantidade em relação a sub-bacia 1, porém instaladas muito próximo ao corpo hídrico, local onde a APP encontra-se inexistente ou em pouca quantidade, o

que pode ocasionar poluição hídrica a partir deste ponto. Uma estrada vicinal corta a porção inferior da bacia, próximo ao ponto de coleta, o que pode carrear sedimentos para o corpo hídrico, comprometendo sua qualidade. No entorno do ponto de coleta existe uma pequena faixa de vegetação ciliar que, entretanto, pode não ser suficiente para refrear os impactos provenientes da área à montante da bacia.

O local onde foram coletadas as amostras da sub-bacia 2 pode ser visualizado nas Figuras 12 e 13. Na Figura 12 observa-se o rio São João, fluindo da esquerda para a direita, e no centro da imagem o rio pertencente à sub-bacia 2. No local existem duas pequenas corredeiras, sendo uma delas mostrada na Figura 12, e a outra à montante do ponto de coleta.

As coletas não foram realizadas nos locais de corredeira visto que nesta situação, pela movimentação, pode ocorrer a oxigenação da água, o que poderia não refletir a situação real do corpo hídrico. Neste ponto o leito do rio é rochoso, a lâmina d'água possui cerca de 15 cm e a largura da calha do rio cerca de 1,5 m.

FIGURA 12 – Localização do ponto de coleta da sub-bacia 2



Fonte: O autor.

FIGURA 13 – Localização do ponto de coleta da sub-bacia 2



Fonte: O autor.

4.5 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

As coletas ocorreram de abril a dezembro de 2015, sendo que ao todo foram realizadas nove coletas. As metodologias para coleta, armazenamento, transporte e análise das amostras estão de acordo com o estabelecido pela Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (CLESCERI; TARAS, 1998).

Os parâmetros de qualidade de água analisados nesta pesquisa foram: OD, temperatura, condutividade elétrica, pH, STD, turbidez, cor aparente, DBO, N-total, P-total, CT e CF.

Com o auxílio da sonda multiparâmetros YSI 556 MPS® foram realizadas as análises *in loco* dos parâmetros OD, temperatura, condutividade elétrica, pH e STD. Os demais foram analisados no Laboratório de Recursos Hídricos (LRH), localizado na Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

A turbidez foi avaliada por meio do método Nefelométrico (CLESCERI; TARAS, 1998) através do turbidímetro da marca Hach®, modelo 2100AN.

O parâmetro cor foi avaliado por meio de colorímetro DM-Cor da marca Digimed[®], por meio do método platina-cobalto (CLESCERI; TARAS, 1998), reportando-se os resultados como cor aparente.

Na determinação da análise bacteriológica, CT e CF (*Escherichia coli*), foi utilizado o método enzimático através do procedimento de poços múltiplos (CLESCERI; TARAS, 1998), com o auxílio de substrato Colilert[®] e cartela Quanti Tray/ 2000[®] da marca Idexx.

Para a determinação da DBO utilizou-se o método respirométrico por meio da determinação manométrica (CLESCERI; TARAS, 1998), utilizando-se os equipamentos da VelpScientifica[®] e soluções comerciais.

Na determinação do N-total e P-total foram utilizados reagentes da marca Hach[®], adaptados dos métodos de digestão com persulfato para a determinação do N-total (CLESCERI; TARAS 1998), e para a determinação do P-total adaptado do método do ácido ascórbico (CLESCERI; TARAS, 1998) após digestão com persulfato. (CLESCERI; TARAS, 1998). Associados a esses métodos foram utilizados reator DRB-200 e espectofotômetro DR-5000, da marca Hach[®], para digestão e leitura das amostras, respectivamente.

Os resultados obtidos no presente estudo foram confrontados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) para rios de água doce de classe II.

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram analisados descritivamente (média, máximo, mínimo, desvio e coeficiente de variação) com o auxílio do Excel[®] 2010.

Em seguida, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) por meio do software Sisvar 5.6, precedida do Teste de Hartley para verificação homocedasticidade das variâncias. O delineamento utilizado foi de blocos completamente aleatorizados, considerando as datas de coleta (nove datas) como blocos e os pontos de amostragem (ponto 1 e ponto 2) como tratamentos. O nível de significância considerado foi de 5%.

Os dados meteorológicos foram obtidos da Fundação ABC, Pesquisa e Desenvolvimento Agropecuário, referentes à Estação Agrometeorológica de Castro Maracanã (Lat -24,8883° e Long -49,9154°). Os dados de precipitação e temperatura média, máxima e mínima foram utilizados para análise de Correlação de Pearson

juntamente com os valores dos parâmetros analisados, através do Excel[®] 2010. Utilizaram-se os dados de precipitação acumulada referentes a dois e cinco dias antecedentes as coletas. Já para as temperaturas utilizaram-se os dados referentes ao dia de coleta e a média de dois dias anteriores, para a temperatura média, máxima e mínima.

Todas as análises foram realizadas para cada sub-bacia buscando-se identificar a influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água e, assim, verificar as possíveis diferenças existentes entre os locais analisados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)

Anteriormente à execução das análises os parâmetros que não atenderam ao Teste de Hartley foram transformados, para atender as premissas necessárias à ANOVA, da seguinte forma: log n para STD e CE, raiz quadrada para CF e 1/x para P-total, cor, turbidez.

Os resultados obtidos com a ANOVA são demonstrados na Tabela 5, assim como os valores limitantes estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a). Nota-se que houve diferenças significativas entre os pontos para todos os parâmetros analisados, o que pode ser explicado de acordo com o uso e ocupação do solo existente em cada sub-bacia.

Na Tabela 6 observam-se o valor máximo, o mínimo e a mediana para os parâmetros analisados para as sub-bacias 1 e 2.

TABELA 5 – Valores médios dos parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) analisados para os pontos 1 e 2, p valor, coeficiente de variação (CV) e padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 (BRASIL, 2005a)

Parâmetro	Média P1	Média P2	CV (%)	p-valor	CONAMA
OD (mg L⁻¹)	7,5	6,2	5,7	<0,00001	> 5
Temper. (°C)	15,0	17,8	3,2	<0,00001	-
pH	7,3	6,9	6,0	<0,00001	6,0 a 9,0
Cor (mg Pt-Co L⁻¹)	2,1	68,1	19,3	<0,00001	-
Turbidez (UNT)	3,0	26,5	23,7	<0,00001	< 100
STD (mg L⁻¹)	24,1	56,6	5,1	<0,00001	< 500
CE (µS cm⁻¹)	29,9	76,1	4,4	<0,00001	-
P-total (mg L⁻¹)	0,4	1,7	28,2	<0,00001	< 0,1
N-total (mg L⁻¹)	1,1	2,1	38,9	<0,0011	-
DBO (mg L⁻¹)	8,0	18,2	55,4	<0,0001	< 5
CF (NMP)	308,6	1451,9	39,4	<0,00001	< 1.000

FONTE: O autor.

TABELA 6 – Valor máximo (máx.), mínimo (mín.), mediana (med.) dos parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) analisados para os pontos 1 e 2 e padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 (BRASIL, 2005a)

Parâmetro	P1			P2			CONAMA
	Máx.	Mín.	Med.	Máx.	Mín.	Med.	
OD (mg L⁻¹)	9,1	6,6	7,2	7,9	4,4	6,3	> 5
Temper. (°C)	17,4	10,5	15,4	20,1	14,2	18,8	-
pH	8,0	6,4	7,3	7,4	6,5	7,0	6,0 a 9,0
Cor (mg Pt/Co L⁻¹)	3,4	1,4	1,9	210,0	5,5	38,1	-
Turbidez (UNT)	4,5	1,9	2,7	81,1	3,4	9,6	< 100
STD (mg L⁻¹)	26,9	20,0	25,6	77,5	40,1	58,1	< 500
CE (µS cm⁻¹)	33,9	25,6	31,1	108,0	52,1	76,0	-
P-total (mg L⁻¹)	0,6	0,3	0,4	2,5	0,6	1,9	< 0,1
N-total (mg L⁻¹)	2,7	0,6	1,3	5,5	0,4	1,6	-
DBO (mg L⁻¹)	24,8	0,0	5,2	29,3	5,2	16,5	< 5
CF (NMP)	866,4	54,6	193,5	2419,6	235,9	1553,1	< 1.000

FONTE: O autor.

Para o parâmetro OD, a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) determina que sua concentração não deva ser inferior a 5 mg L⁻¹. Na média, os pontos analisados apresentaram resultados acima deste valor, sendo que o ponto 1 apresentou média superior ao ponto 2, com valores de 7,5 e 6,2 mg L⁻¹ respectivamente, com diferença significativa entre as médias ($p < 0,0001$) (Tabela 5). O valor mínimo encontrado para o ponto 2 foi de 4,4 mg L⁻¹, abaixo do valor estabelecido pela legislação, enquanto que para o ponto 1 foi de 6,6 mg L⁻¹ (Tabela 6). Apesar de o ponto 2 apresentar valores inferiores de OD em relação ao ponto 1, a maioria das medições apresentaram concentrações relativamente altas de OD.

A alguns metros antes do ponto de coleta da sub-bacia 2 existe uma pequena corredeira e o leito do rio é rochoso, formando obstáculos e promovendo maior turbulência, o que reabastece continuamente a água com OD (BAIRD, 2002), o que é comum na região estudada e também foi observado por Scheffer et al. (2014). Apesar desta variação, pode-se afirmar que ambos os pontos apresentam

condições para a manutenção da vida aquática, tendo em vista que o OD é vital para os organismos que dele se utilizam para o seu metabolismo.

A sub-bacia 1 apresenta 69,8% da sua área coberta por vegetação nativa (Tabelas 2 e 4 e Figura 9), a qual acompanha toda a extensão dos corpos hídricos, fato que exerce influência positiva sobre a qualidade da água. (FERNANDES; SOUZA; TANAKA, 2014; LIMA; ZAKIA, 2001; SWEENEY; NEWBOLD, 2014).

Avaliando a influência da estrutura da vegetação ciliar na qualidade da água do Córrego da Gruta, Fernandes; Souza e Tanaka (2014) observaram que assim que o córrego adentrou a área de vegetação ciliar sob estudo, a concentração de OD elevou-se rapidamente, mantendo-se constante ao longo do córrego, aumentando de $3,9 \text{ mg L}^{-1}$, na área descoberta pela vegetação, para $8,2 \text{ mg L}^{-1}$. Em riachos no estado de São Paulo, Silva et al. (2012) encontram em bacias com maior porcentagem de vegetação nativa (100%) valores de OD variando entre 9 e 10 mg L^{-1} .

A sub-bacia 2 possui apenas 27,9% (1,4% campo + 26,5% floresta nativa) de sua área coberta por floresta (Tabela 4 e Figura 11), a qual em muitos locais não apresenta a faixa de APP de 30 m estabelecida na legislação (BRASIL, 2012b), principalmente na porção inferior da bacia, próximo ao seu exutório e ponto de amostragem. Tendo em vista que a quantidade de OD é influenciada indiretamente pela temperatura da água (LIBÂNIO, 2005; PILGRIM et al., 2014), a qual sofre variações sazonais naturais (CETESB, 2014), pode-se afirmar que em corpos d'água onde a mata ciliar é fragmentada ou inexistente a temperatura da água é superior devido a maior incidência de radiação solar, o que pode interferir na solubilidade do OD. (MOTA, 1995).

No presente trabalho observou-se que a temperatura média da água no ponto 2 foi de $17,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$, estando acima da média observada para o ponto 1, de $15,0 \text{ }^{\circ}\text{C}$, sendo que as médias apresentam diferença significativa ($p < 0,00001$) (Tabela 5). Os resultados encontrados são baixos devido ao clima da região, que é o tipo Cfb, e a altitude que, em média, é de 1000 m. No ponto 1, a temperatura variou entre $10,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e $17,4 \text{ }^{\circ}\text{C}$, já no ponto 2 o valor mínimo foi de $14,2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e o máximo de $20,1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Tabela 6).

Avaliando as mudanças de uso do solo na bacia do Lago Issaqueena (EUA) e sua implicação na qualidade da água entre os anos de 1962 a 2005, Pilgrim et al. (2014) constataram que no ponto de monitoramento no córrego Six Creek a

temperatura da água sofreu variações sazonais durante o período de estudo, mas também foi influenciada pela redução na cobertura vegetal ocorrida entre os anos 90 e 2000. Também foi encontrada forte correlação entre a temperatura da água e OD, com os parâmetros inversamente relacionados, sendo que a média de OD ($9,5 \text{ mg L}^{-1}$) também se relacionou com o movimento da água neste ponto, o que proporciona sua reoxigenação. Essa relação inversa também foi observada por Rashid e Romshoo (2013) na bacia hidrográfica do rio Lidder (Índia).

Comparando a qualidade da água em duas sub-bacias cobertas por Mata Atlântica e duas sub-bacias com predomínio de uso agrícola em Cunha (SP), Arcova e Cicco (1999) relatam que as médias de temperatura das bacias florestadas foram idênticas ($16,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$) e abaixo dos valores encontrados para as sub-bacias com usos agrícola e pecuário ($17,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$). Durante os dois anos de avaliação, as temperaturas das bacias florestadas não ultrapassaram $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$, valor que foi extrapolado diversas vezes pelas outras sub-bacias, visto que a vegetação ciliar nas sub-bacias florestadas acompanha todo o curso d'água e é bastante desenvolvida, o que não ocorre nas sub-bacias restantes, onde a vegetação ciliar é esparsa e fragmentada, fato que expõe os rios à radiação solar direta.

Na bacia hidrográfica Dry Run Creek (EUA) Wittman et al. (2013) constataram que os dois locais que apresentaram maiores valores médios de OD nos dois anos de medição (2010 e 2011) ocorreram onde a temperatura média obteve os menores valores ($11,0$ e $13,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$) e onde a água apresentava turbulência relativamente alta, com valores de OD de $9,6$ e $8,7 \text{ mg L}^{-1}$ e $9,0$ e $8,7 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente para os anos estudados.

O pH foi estatisticamente diferente para os pontos 1 e 2 ($p < 0,00001$), sendo a média do ponto 1 de $7,3$ e do ponto 2 de $6,9$ (Tabela 5), ambos próximos da neutralidade. Os valores mínimos encontrados para os pontos foram semelhante, sendo $6,4$ para o ponto 1 e $6,5$ para o ponto 2 (Tabela 6). A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) estabelece que os valores de pH devam se apresentar na faixa de $6,0$ a $9,0$, o que ocorre em ambos os pontos e também foi observado por Scheffer et al. (2014) na bacia do rio São João. O menor valor de pH para o ponto 2 pode ser explicado pela predominância de agricultura nesta sub-bacia (Tabelas 2 e 4), o que também foi observado por Valle Junior et al. (2015) na bacia hidrográfica do rio Sordo (Portugal), com valores de pH menores relacionados aos despejos agrícolas e domésticos.

O parâmetro cor foi estatisticamente diferente entre os pontos ($p < 0,00001$), onde a sub-bacia 1 apresentou valor médio de $2,1 \text{ mg Pt-Co L}^{-1}$ e na sub-bacia 2 o valor médio foi de $68,1 \text{ mg Pt-Co L}^{-1}$ (Tabela 5). Observa-se que as médias entre os pontos foram muito discrepantes. No ponto 2 a variação foi ampla, com valores entre $5,5 \text{ mg Pt-Co L}^{-1}$ a $210 \text{ mg Pt-Co L}^{-1}$ (Tabela 6). Na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) não são estabelecidos valores limitantes para cor aparente, análise realizada nesta pesquisa, somente para cor verdadeira, a qual pode ser obtida através da remoção da turbidez da amostra, por filtração ou centrifugação. (LIBÂNIO, 2005).

O valor limitante para cor verdadeira, segundo a Resolução CONAMA (BRASIL, 2005a) é de $75 \text{ mg Pt-Co L}^{-1}$, sendo que as médias de cor aparente de ambos os pontos analisados nesta pesquisa não ultrapassam este valor, mesmo não sendo removida a turbidez para a realização da análise.

Em relação à turbidez as sub-bacias também demonstraram diferenças significativas ($p < 0,00001$), onde a sub-bacia 1 apresentou média de 3,0 UNT enquanto que na sub-bacia 2 a média foi 26,5 UNT (Tabela 5). Estes valores estão bem abaixo do estabelecido pelo CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a), que é de 100 UNT. Assim como para a cor, os valores de turbidez também apresentaram ampla variação para o ponto 2, variando entre 3,4 UNT e 81,1 UNT (Tabela 6).

Os valores elevados de cor e turbidez para a sub-bacia 2 estão relacionados com a menor porcentagem de vegetação natural nesta sub-bacia (Tabela 4) e a falta de vegetação ciliar na sua porção final (Figura 11), o que aumenta a quantidade de sedimentos transportadas para o corpo hídrico nos períodos de chuva, provenientes das áreas agrícolas à montante da bacia e das margens desprotegidas. (CETESB, 2014; FRITZSON; PARRON; MANTOVANI, 2015). Além disso, observa-se na Figura 11 a existência de estrada vicinal na sua porção final, na região onde não existe vegetação ciliar, o que, juntamente com o gradiente topográfico, pode contribuir para um maior carreamento de sedimentos e partículas para o curso de água.

Avaliando a influência do uso do solo na qualidade da água em sub-bacias do rio Corumbataí, Mori et al. (2015) encontraram valores de turbidez sendo influenciados, predominantemente, pela composição pedológica das bacias e estando correlacionada inversamente com a proporção de cobertura florestal e positivamente com o uso de pastagem. Já na bacia hidrográfica do rio Intag (Equador), Knee e Encalada (2014) não encontraram diferenças significativas para

este parâmetro de acordo com uso do solo ao longo de uma bacia, que incluía áreas agrícolas e florestadas. Variações significativas foram encontradas por Arcova e Cicco (1999) em Cunha (SP), onde para os parâmetros cor e turbidez alcançaram valores elevados em sub-bacias com uso agrícola quando comparadas com bacias preservadas, com valores variando de 11,6 e 11,8 UC (Unidade de Cor) para o parâmetro cor e 62 e 63 FTU (Unidades de Turbidez de Formazina) para a turbidez.

Em relação aos STD, a média do ponto 2 ($56,6 \text{ mg L}^{-1}$) foi maior em relação ao ponto 1 ($24,1 \text{ mg L}^{-1}$), sendo que esta diferença entre os pontos foi significativa ($p < 0,00001$) (Tabela 5). Para a sub-bacia 2 os valores variaram entre $40,1 \text{ mg L}^{-1}$ a $77,5 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que na sub-bacia 1 a variação foi menor, entre $20,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $26,9 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 6). O valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) para STD é de 500 mg L^{-1} , sendo que as médias dos pontos analisados encontram-se abaixo deste valor.

A CE também apresentou diferenças significativas ($p < 0,00001$) entre as sub-bacias 1 e 2, com médias de $29,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ e $76,1 \mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente (Tabela 5). Assim como para STD, a variação da CE para o ponto 2 foi maior, entre $52,1 \mu\text{S cm}^{-1}$ e $108,0 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Tabela 6). A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) não estabelece valores limitantes para este parâmetro. Entretanto, de acordo com a CETESB (2014) valores de CE acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ pode indicar impactos na qualidade da água.

As variações de STD e CE entre os pontos podem estar relacionadas à falta de vegetação ciliar no trecho inferior da sub-bacia 2 ao predomínio de agricultura (Tabela 4 e Figura 11), o que pode gerar maior erosão do solo e das margens e, conseqüentemente, maior transporte de sedimentos contendo íons solúveis para a água, como observado por Lima et al. (2015) nas margens antropizadas do rio Vermelho (Mato Grosso) e por Souza et al. (2013) nas bacias hidrográficas dos rios Jacaré-Pepira e Jacaré-Guaçu (SP). De acordo com Muniz et al. (2011), resíduos orgânicos e fertilizantes de áreas agrícolas podem modificar alguns atributos do solo, o que pode contribuir para o aumento da sua CE.

Estudando bacias hidrográficas rurais no município de Ibiúna (SP), Silva et al. (2015) encontraram correlação positiva entre CE e STD, com valores médios de STD bastante elevados (248 mg L^{-1}) na bacia com predomínio de agricultura convencional. Na sub-bacia do rio Campestre, Colombo (PR), Ribeiro et al. (2014) observaram que com o aumento da área de agricultura nos pontos de coleta havia

também aumento na concentração de alguns parâmetros, se tornando muito mais evidente na CE. Avaliando a qualidade da água em diferentes bacias hidrográficas no estado de São Paulo, Silva et al. (2012) encontraram valores de CE baixos (entre 6 e 38 $\mu\text{S cm}^{-1}$) em locais não perturbados (100% vegetação nativa) e valores bastante elevados para este parâmetro (entre 125 e 306 $\mu\text{S cm}^{-1}$) em locais perturbados com diferentes usos do solo e elevadas porcentagens de pastos (entre 70 a 90%) e cana de açúcar (90,8%). Valores elevados e CE associados com áreas não florestadas foram indicados como prejudiciais para a riqueza e densidade de macroinvertebrados na bacia hidrográfica do rio Pandeiros (MG). (REZENDE et al., 2014).

Em relação aos nutrientes, o P-total apresentou médias de 0,40 mg L^{-1} e 1,7 mg L^{-1} para as sub-bacias 1 e 2, respectivamente, sendo que estas diferenças entre as médias foram significativas ($p < 0,00001$) (Tabela 5). A variação de P-total para a sub-bacia 2 foi ampla, entre 0,6 mg L^{-1} a 2,5 mg L^{-1} (Tabela 6). O CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) determina que o valor máximo para P-total nas águas de ambientes lóticos deve ser de 0,1 mg L^{-1} . Observa-se que este valor foi excedido nas duas sub-bacias em todas as coletas.

Os valores de N-total foram significativamente diferentes ($p < 0,0011$) (Tabela 5) para os pontos avaliados e seu valor limitante não é estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a), a qual determina somente valores para nitrato (10,0 mg L^{-1} N), nitrito (1,0 mg L^{-1} N) e nitrogênio amoniacal (valores dependentes de pH). O ponto de monitoramento da sub-bacia 1 apresentou média de 1,1 mg L^{-1} enquanto que na sub-bacia 2 a média foi de 2,1 mg L^{-1} (Tabela 5). Assim como o P-total, o N-total variou consideravelmente para o ponto 2, entre 0,4 mg L^{-1} a 5,5 mg L^{-1} (Tabela 6).

Sabe-se que o escoamento superficial de áreas agrícolas, fertilizadas ou adubadas com dejetos animais, podem transportar diversas formas de nitrogênio e fósforo para a água. (CETESB, 2014; PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011; VON SPERLING, 1996).

Tendo em vista que a sub-bacia 2 possui maior porcentagem de agricultura (Tabela 4) pode-se afirmar que o escoamento superficial destas áreas fertilizadas proporcionou o aumento desses nutrientes, o que também foi promovido pela ausência da vegetação ciliar na sua porção final, a qual deveria atuar como um filtro. (SWEENEY; NEWBOLD, 2014). Além disso, a presença de granja na margem

esquerda desta sub-bacia pode estar contribuindo para o aumento destes compostos na água.

Nas visitas a campo, relatos de um morador local apontaram que a propriedade localizada a montante da sub-bacia 2 utiliza esterco suíno como adubo, contribuindo para valores elevados de N e P na água, o que foi confirmado localmente em algumas coletas, onde sentiu-se forte odor de esterco. Nestas mesmas coletas, observou-se que a cor da água do ponto 2 modificou-se de forma abrupta, onde a mesma passou de translúcida (Figuras 12 e 13) para amarelo-esverdeado e grande quantidade de espuma branca podia ser visualizada sobre a superfície. Ainda, no leito do rio foi possível observar a formação de uma fina camada de lodo e que as rochas estavam cobertas por algas, sendo que estas características não foram observadas anteriormente. No Rio de Janeiro, avaliando riachos dos rios São Lourenço e Varginha, Egler et al. (2012) também notaram a presença de algas cobrindo as rochas do leito dos rios, associando sua presença ao escoamento de fertilizantes contendo fósforo e nitrogênio das áreas agrícolas do entorno. Sabe-se que o N e o P são macronutrientes e podem ser limitantes da produtividade em corpos d'água (CLESCERI; TARAS, 1998), sendo que seu excesso pode provocar o fenômeno denominado eutrofização. (CETESB, 2014).

Na porção superior da sub-bacia 1, mais precisamente na área de nascentes, ocorrem granjas que ocupam 5,3% (Tabela 4) da área da bacia. A presença de nutrientes neste local pode estar relacionada com esta classe de uso e também com a ausência dos 50 m de APP no entorno das nascentes, demonstrando que a poluição da água por dejetos é tamanha que o corpo hídrico não consegue se autodepurar e a vegetação nativa, classe dominante com 69,8% (Tabelas 2 e 4), também não consegue cumprir seu papel na retenção destes nutrientes.

Silva et al. (2015) apontam que em bacias hidrográficas com predomínio de vegetação nativa as concentrações de nitrato encontradas na água provém predominantemente dos processos de nitrificação que ocorrem nos solos e que estas concentrações tendem a ser baixas.

Na bacia hidrográfica Zêzere (Portugal), Meneses et al. (2015) associaram a degradação da qualidade da água entre os anos de 2000-2006 ao uso excessivo de fertilizantes contendo nitrogênio, os quais são facilmente mobilizados pela drenagem de áreas agrícolas, que facilitam o rápido fluxo da água pluvial para os corpos d'água.

Na bacia do rio Corumbataí, Mori et al. (2015) destacam que apesar de os locais sob estudo apresentarem vegetação ciliar a mesma não foi capaz de conter o NO_3^- e altas concentrações deste composto foram encontradas na água. Os autores reforçam que a configuração espacial da vegetação e os diferentes usos da bacia são mais importantes para explicar diferenças entre parâmetros de qualidade de água do que o uso predominante, como no caso relatado, onde por mais que a bacia apresentasse vegetação nativa a mesma possuía áreas agrícolas, o que afetou a qualidade da água do mesmo modo como se ela estivesse em uma bacia ocupada somente por agricultura. Pode-se afirmar o mesmo para a sub-bacia 1 em relação a posição das granjas, a falta da APP nas nascentes e ao predomínio de vegetação nativa.

Nas bacias hidrográficas Jacaré-Pepira e Jacaré-Guaçu (SP), Souza et al. (2013) analisaram a influência promovida pela vegetação ripária e sua estrutura na qualidade da água. Os autores encontraram relação positiva entre amônia e a diminuição da largura e cobertura da vegetação ripária, assim como com a ocorrência de bambu (*Bambusa* sp.) na área da mata ciliar. Nas margens de ambos os pontos analisados nesta pesquisa observou-se a grande quantidade de bambu em meio à vegetação nativa, como observado nas Figuras 10 e 12, o que pode diminuir a capacidade da vegetação ciliar em atuar como filtro.

Na bacia do rio São João, em pesquisas anteriores, também foram encontrados valores de P-total ($0,7$ à $2,5 \text{ mg L}^{-1}$) acima do estabelecido pela legislação na maioria dos pontos amostrados, onde os autores estabeleceram ligações com a geologia local, além de efluentes agrícolas e domésticos. (SCHEFFER et al., 2014). Esta relação com a geologia local também pode explicar os valores elevados de P-total encontrados na sub-bacia 1.

Altas concentrações de P foram encontradas por Fernandes; Souza e Tanaka (2014) ao examinarem a influência da estrutura de remanescentes de vegetação ripária na qualidade da água no Córrego da Gruta (SP), com o P aumentando assim que o córrego passava pela área vegetada. Os autores explicam este acontecimento apontando que a vegetação ciliar pode se tornar um importante local de retenção de P, proveniente da fertilização de áreas agrícolas do entorno, sendo remobilizado e transferido para a água, aumentando assim a sua concentração.

Na bacia do rio Duas Mamas (SC) foram encontrados valores acima do estabelecido pela legislação para P-total no ponto com área de drenagem ocupada somente por vegetação nativa, sendo sua origem explicada por Pinheiro et al. (2014) como proveniente da serapilheira.

Correlação positiva entre N-total e P-total foi encontrada por Wang et al. (2014) na bacia hidrográfica do rio Daliao (China), assim como correlação positiva entre agricultura e criação de animais com os parâmetros N-total e P-total na bacia hidrográfica do rio Cao-E (China) relatados por Chen e Lu (2014).

Para o parâmetro DBO as médias dos pontos 1 e 2 apresentaram diferenças significativas ($p < 0,0001$), com valores de $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $18,2 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 5). O valor estabelecido pelo CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) para este parâmetro é de no máximo $5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$, o qual foi excedido em ambas as sub-bacias. Para a sub-bacia 1 a DBO variou de $0,0 \text{ mg L}^{-1}$ a $24,8 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que na sub-bacia 2 a variação ocorreu entre $5,2 \text{ mg L}^{-1}$ a $29,3 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 6).

Sabe-se que durante o processo de estabilização da matéria orgânica o OD é consumido por microorganismos presentes no meio em seus processos metabólicos, reduzindo sua disponibilidade na água. (VON SPERLING, 1996). Os valores médios de DBO observados para o ponto 2 apresentaram-se elevados em relação ao ponto 1 (Tabela 5), o que é indicativo de presença de matéria orgânica na água e que pode estar comprometendo o OD na sub-bacia 2.

Essa matéria orgânica pode ser proveniente da área agrícola, da presença de granjas, além do fato de que a adubação com esterco suíno é realizada nesta sub-bacia. Ainda observou-se a presença de matéria orgânica na forma de restos vegetais (folhas de samambaias e bambu) na água em algumas coletas no ponto da sub-bacia 2.

No Rio Pitangui, Scheffer e Busch (2010) encontraram valores de OD entre 5 e $5,4 \text{ mg L}^{-1}$, no limite estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005a), o que as autoras associaram à poluição por matéria orgânica, que pode causar estresse à vida aquática.

Em uma bacia hidrográfica rural localizada em Viçosa (MG), Andrade; Marques e Felicori (2013) monitoraram a qualidade de águas em nascentes e observaram que em todas foram encontrados valores de DBO acima do estabelecido pelo CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a), variando entre $6,4$ à $11,0 \text{ mg}$

L^{-1} , fato que está diretamente relacionado com o aporte de matéria orgânica na água, o que teve influência direta no OD, que variou de 3,9 à 6,1 $mg L^{-1}$.

Na bacia hidrográfica do rio Taizi (China), Bu et al. (2014) atribuem os altos resultados de DBO para os locais com intensa atividade pecuária, que produz grande quantidade de resíduos orgânicos, os quais são descarregados diretamente na água causando a depleção do OD, combinando com os efeitos das maiores temperaturas da água.

Nos municípios de Santarém e Belterra (PA), Aguiar; Peleja e Sousa (2014) avaliaram a qualidade da água em algumas sub-bacias e observaram uma relação inversa entre DBO e OD, o que, entretanto, não comprometeu os níveis de oxigênio em relação ao aporte de matéria orgânica, tanto em áreas cultivadas como de conservação, como também foi observado na presente pesquisa.

A ANOVA para CF demonstrou que as sub-bacias apresentam diferença significativa ($p < 0,00001$) (Tabela 5) para este parâmetro, o qual, de acordo com o CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) não deve exceder 1.000 coliformes.

A sub-bacia 1 apresentou média de 308,6 NMP e a sub-bacia 2 de 1451,9 NMP (Tabela 5). Dentro deste contexto, a sub-bacia 2 apresentou valores acima do estabelecido pela legislação.

Em relação aos CT, em todas as coletas em ambos os pontos os valores foram $>2419,6$, acima do limite de detecção, sendo que Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) não traz valores limitantes para este parâmetro. A variação observada para ambos os pontos foi ampla. Na sub-bacia 1 os CF variaram entre 54,6 NMP a 866,4 NMP, enquanto que na sub-bacia 2 foi de 235,9 a $>2419,6$ (Tabela 6).

Sabe-se que a poluição por matéria fecal, a qual contém vetores de doenças, não traz prejuízos à biota aquática em si, mas pode prejudicar alguns usos a qual a água é destinada. (VON SPERLING, 1996). A maior média para CF para o ponto 2 pode ser explicada pela presença de granjas (Tabela 4 e Figura 11) e pelo uso de dejetos suíno como fertilizante, bem como pela falta de vegetação ciliar neste local. Já a presença de CF da sub-bacia 1 pode estar relacionada às fezes de animais silvestres de sangue quente que ocorrem naturalmente na região assim como da presença de granjas à montante da bacia.

No rio Pitangui, Scheffer e Busch (2010) descrevem que na maioria dos pontos analisados os valores de CF estiveram acima do estabelecido pelo CONAMA

nº 357 (BRASIL, 2005a), assim como na bacia do rio São João em estudos realizados por Scheffer et al. (2014), para CT e CF, onde os autores relacionam os resultados aos efluentes domésticos não tratados e a drenagem de áreas sob pecuária, a qual é intensa na região.

Correlação positiva entre CF e áreas de pastagens, agricultura e estradas foi encontrada por Meneses et al. (2015) na bacia hidrográfica Zêzere (Portugal), destacando a falta de obstáculos (vegetação ciliar) para a água de drenagem que pode levar a um maior transporte de bactérias para a água.

Na bacia do rio Intag (Equador) Knee e Encalada (2014) encontraram valores altos de CT em todos os pontos analisados, os quais incluem uso do solo natural e antrópico (urbano, agrícola e mineração), onde os autores consideram que sua fonte provenha de origem natural ao invés de humana, visto que estas bactérias foram encontradas em ambientais naturais com o mínimo de impacto humano. Já para CF os autores atribuem fontes antropogênicas, como áreas urbanas e agrícolas.

Na bacia do rio Duas Mamas (SC), Pinheiro et al. (2014) estabelecem ligação entre valores elevados de CF e fezes de animais de sangue quente no ponto com área de drenagem ocupada somente por vegetação nativa.

Correlação positiva entre nutrientes e CF após eventos de chuva foi encontrada por Wittman et al. (2013), na bacia hidrográfica Dry Run Creek (EUA), os quais identificaram aumento em suas concentrações e relatam conexão com as atividades agrícolas e pecuárias desenvolvidas na bacia. Também foi encontrada correlação negativa entre CF e OD, sugerindo poluição por matéria orgânica fecal, a qual é utilizada por bactérias aeróbias em seus processos metabólicos consumindo assim o OD presente na água.

Na bacia hidrográfica Saint Lucie (EUA), Liang et al. (2013) encontraram maiores valores de CT e CF em locais de criação de bovinos e levando em consideração todos os pontos de monitoramento, CT e CF relacionaram-se positivamente com a temperatura da água e negativamente com OD. Ainda, os autores apontam que turbidez elevada pode contribuir para uma maior taxa de sobrevivência de bactérias de origem fecal, diminuindo a penetração de luz solar na água e diminuindo seu efeito bactericida, assim como temperaturas da água elevadas e valores elevados de P-total. No presente trabalho, o ponto da sub-bacia 2 apresentou maiores médias para turbidez e temperatura da água (Tabela 5), o que

pode contribuir para a maior taxa de sobrevivência de coliformes na água neste ponto, além e menores concentrações de OD (Tabela 5).

A ANOVA demonstrou não existir diferença significativa para CF entre as datas de coleta para os pontos ($p = 0,2672$), o que sugere que a contaminação por coliformes na bacia é recorrente.

Na bacia do rio São João, Gealh e Silveira (2014) mostraram preocupação a respeito da ictiofauna em relação ao ponto de coleta localizado na sub-bacia do Lajeado do Carambeí. Este ponto apresentou matéria orgânica em excesso, proveniente de efluentes domésticos e industriais à montante, total ausência de vegetação ciliar e leito assoreado, além de elevados valores de P-total ($0,7$ à $2,5 \text{ mg L}^{-1}$) e CE (12 à 250 mg L^{-1}) e valores baixos de OD (6 à 7 mg L^{-1}). (SCHEFFER et al., 2014). Estas características, segundo os autores, proporcionaram mudanças nas características aquáticas, como aumento de cor e odor, e causaram mortandade de peixes, sendo também encontrado neste local um grande número de indivíduos da espécie *Phalloceros harpagos*, a qual é considerada altamente tolerante.

Analisando a comunidade de macroinvertebrados do rio Pitangui, Barbola et al. (2010) concluíram que as águas deste rio estão favorecendo espécies tolerantes a poluição, como quironomídeos e oligoquetos, e diminuindo a frequência ou até mesmo não possibilitando a existência de espécies mais sensíveis, como tricópteros e plecópteros. Baixos valores de OD ($5,0$ à $5,4 \text{ mg L}^{-1}$) e valores elevados de P-total ($0,1$ à $0,24 \text{ mg L}^{-1}$) podem estar contribuindo para os resultados encontrados. (SCHEFFER; BUSCH, 2010).

No geral, a sub-bacia 1 apresentou melhor qualidade da água em relação a sub-bacia 2. Entretanto, apesar de a sub-bacia 1 apresentar maior área coberta por vegetação nativa e não possuir áreas agrícolas em seus limites (Tabela 4) foram encontrados valores de P-total e DBO acima do estabelecido pelo CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a), assim como elevados valores de N-total, que podem estar associados às granjas situadas na sua cabeceira juntamente com a falta de APP no entorno das nascentes (Figura 9).

Já na sub-bacia 2 os parâmetros P-total, DBO e CF extrapolaram o limites da Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a), além de resultados de N-total elevados. Esta sub-bacia apresenta uma área total de $69,0 \text{ ha}$, sendo menor que a sub-bacia 1, que apresenta $162,3 \text{ ha}$ (Tabela 4). No entanto, apesar de apresentar menores dimensões, o uso predominante da sub-bacia 2 é a agricultura (Tabela 4),

fato que está colaborando para a diminuição da qualidade da água juntamente com a adubação com esterco suíno, além da falta de vegetação ciliar na porção final desta sub-bacia (Figura 11).

5.2 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO

Para identificar a influência nos parâmetros provocada pelos eventos climáticos utilizou-se o cálculo do Coeficiente de Correlação (Coeficiente de Pearson) entre as variáveis. Este coeficiente pode assumir valores entre -1 e 1, interpretando-se que valores positivos decorrem de variáveis linearmente dependentes e com mesmo sentido e valores negativos decorrem de variáveis dependentes com sentidos contrários. A dependência linear é tão maior quanto mais o coeficiente se aproximar da unidade, ou seja, a correlação é perfeita para o coeficiente igual a 1 ou -1, é forte para coeficientes próximos de 1 ou -1, é fraca para coeficientes próximos de 0 e é inexistente para o coeficiente igual a zero. (MONTGOMERY, 2012).

Para a realização das análises de correlação foram utilizadas as variáveis transformadas. Na Tabela 7 podem-se observar os coeficientes de correlações (Pearson) entre os parâmetros e a precipitação acumulada para dois e cinco dias anteriores à coleta. Na Tabela 8 podem-se observar os valores de chuva acumulada. Os dias de coleta foram enumerados de 1 à 9 e correspondem as seguintes datas: 1 = 28/04, 2 = 08/06, 3 = 29/06, 4 = 27/07, 5 = 01/09, 6 = 23/09, 7 = 28/10, 8 = 18/11 e 9 = 08/12.

TABELA 7 – Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) e a precipitação acumulada para dois e cinco dias anteriores a coleta

Parâmetro	(continua)			
	Precip. 2 dias		Precip. 5 dias	
	P1	P2	P1	P2
OD (mg L⁻¹)	-0,35	-0,35	-0,44	-0,27
Temper. (°C)	0,20	0,38	0,33	0,45
pH	-0,26	-0,32	-0,28	-0,29
Cor (mg Pt/Co L⁻¹)	-0,42	-0,33	-0,49	-0,52

TABELA 7 – Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) e a precipitação acumulada para dois e cinco dias anteriores a coleta

Parâmetro	(conclusão)			
	Precip. 2 dias		Precip. 5 dias	
	P1	P2	P1	P2
Turbidez (UNT)	-0,41	-0,37	-0,70	-0,71
STD (mg L⁻¹)	-0,57	0,47	-0,88	0,49
CE (µS cm⁻¹)	-0,48	0,51	-0,74	0,52
P-total (mg L⁻¹)	0,28	-0,33	0,33	-0,60
N-total (mg L⁻¹)	0,25	0,66	-0,02	0,63
DBO (mg L⁻¹)	-0,31	-0,15	-0,41	-0,23
CF (NMP)	-0,15	0,38	-0,34	0,67

FONTE: O autor.

TABELA 8 – Precipitação acumulada (mm) de dois e cinco dias anteriores às coletas para cada dia de coleta

Coleta	2 dias	5 dias
1	0,4	1,0
2	0,6	1,4
3	0,2	2,0
4	0,4	32,0
5	0,2	13,0
6	0,0	3,2
7	1,6	24,0
8	59,6	95,4
9	0,0	56,0

FONTE: Adaptado de Sistema de Monitoramento Agrometeorológico. Fundação ABC, Pesquisa e Desenvolvimento Agropecuário (2015).

Em épocas de chuva, observou-se que o volume de água aumentou cerca de 25 cm para o ponto 1 e cerca de 10 cm para o ponto 2, como pode ser observado nas Figuras 14 e 15.

Analisando a Tabela 7 podemos observar que a turbidez, para os pontos 1 e 2, apresentou correlação negativa com a precipitação acumulada de cinco dias, com -0,70 e -0,71, respectivamente. Apesar da correlação negativa existente entre turbidez e precipitação, observando as Figuras 14 e 15 pode-se notar que a transparência da água diminuiu para os pontos, sendo mais acentuada para o ponto 2 (Figura 15) quando comparada com as Figuras 12 e 13.

A correlação negativa pode estar relacionada com a maior diluição das partículas durante os períodos de chuva, onde a turbidez deve ser mais elevada nos momentos iniciais da precipitação. Já para o ponto 1 esta correlação negativa pode estar associada a maior porcentagem de vegetação nativa existente nesta sub-bacia (Tabelas 2 e 4), a qual retém as partículas que possam ser carreadas pela drenagem.

FIGURA 14 – Ponto de coleta da sub-bacia 1 no dia 08/12/2015 (coleta 9) onde foram registrados 0,0 mm de chuva com 2 dias anteriores à coleta e 56,0 mm de chuva com 5 dias anteriores a coleta



Fonte: O autor.

FIGURA 15 – Ponto de coleta da sub-bacia 2 no dia 08/12/2015 (coleta 9) onde foram registrados 0,0 mm de chuva com 2 dias anteriores à coleta e 56,0 mm de chuva com 5 dias anteriores a coleta



Fonte: O autor.

Na bacia hidrográfica Cao-E (China), Chen e Lu (2014) encontraram maiores valores de turbidez na estação seca atribuindo os resultados ao menor fluxo de água nesta época. Entretanto, a grande maioria dos trabalhos encontrados na literatura científica correlacionam valores elevados de turbidez com precipitação. Na bacia hidrográfica Dry Run Creek, Wittman et al. (2013) encontraram valores elevados de turbidez em épocas de chuva e amplas variações entre os anos estudados, com 15,5 UNT a 173 UNT para 2010 e 10,1 UNT a 111,2 UNT pra 2011. Ampla variação também foi encontrada no presente estudo para o ponto 2, entre 3,4 UNT e 81,1 UNT (Tabela 6).

Os parâmetros STD e CE, para a sub-bacia 1, também mostraram correlação negativa com a precipitação acumulada de cinco dias, com valores de -0,88 e -0,74 (Tabela 7), respectivamente. Isto reflete a importância da manutenção da vegetação nativa no controle de processos erosivos, mantendo a estabilidade das margens (CARMO et al., 2010) e isolando estrategicamente os corpos d'água retendo sedimentos e nutrientes. (LIMA; ZAKIA, 2001).

Correlação positiva foi encontrada para precipitação acumulada de dois dias e N-total para o ponto 2 (0,66) e precipitação acumulada de 5 dias (0,63), também para o ponto 2 (Tabela 7). Apesar de não haver forte correlação entre precipitação e nutrientes, observou-se em campo que após eventos de chuva ocorreu formação de espuma branca sobre a superfície da água, forte odor de esterco e algas e lodo no leito do rio. Neste sentido, é possível afirmar que o escoamento da área agrícola na sub-bacia 2 contribui para o aporte de nutrientes, juntamente com a ausência da vegetação ciliar na sua porção final.

Na sub-bacia do rio Campestre (PR), Ribeiro et al. (2014) associaram as altas concentrações das frações de N analisadas no verão com o volume de chuvas que ocorrem neste período.

Para CF a correlação também foi positiva, de 0,67 (Tabela 7), entre a sub-bacia 2 e a precipitação acumulada de 5 dias. Nota-se na Tabela 6 que a variação de CF para o ponto 2 foi ampla. Esta maior concentração de CF está relacionada com a presença de granjas (Tabela 4) e pelo uso de dejetos suínos como fertilizante nesta sub-bacia, bem como pela falta de vegetação ciliar neste local. Valores elevados de CF relacionados com maiores índices de precipitação foram encontrados por Wittman et al. (2013) na bacia hidrográfica Dry Run Creek, a qual apresenta 55% da sua área coberta por agricultura. Os autores encontraram

correlação moderada a forte e positiva entre seis pontos da bacia e níveis de CF, variando entre 0,64 a 0,89, atribuindo sua fonte a aplicação de esterco nas áreas agrícolas, áreas de pastagem e acesso direto do gado ao corpo hídrico. Na bacia hidrográfica Saint Lucie (EUA), Liang et al. (2013) encontraram valores elevados de CT e CF na estação chuvosa, principalmente em locais definidos como urbanos e de criação de animais, e correlação positiva entre estes indicadores e precipitação de um e três dias anteriores a coleta.

Nas Tabelas 9 e 10 pode-se observar a análise de correlação entre os parâmetros e a temperatura média, máxima e mínima, sendo na Tabela 9 a temperatura do dia e na Tabela 10 a média da temperatura de dois dias anteriores. Na Tabela 11 pode-se observar os valores de temperatura máxima, mínima e média do dia e médias das temperaturas máximas, mínimas e médias de dois dias anteriores para cada dia de coleta.

TABELA 9 – Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) e a temperatura máxima, mínima e média no dia de coleta

<i>Parâmetro</i>	<i>Temp. máx. no dia</i>		<i>Temp. mín. no dia</i>		<i>Temp. média no dia</i>	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2
OD (mg L⁻¹)	-0,67	-0,81	-0,84	-0,68	-0,83	-0,92
Temper. (°C)	0,63	0,69	0,89	0,88	0,80	0,85
pH	-0,36	-0,66	-0,45	-0,48	-0,52	-0,72
Cor (mg Pt/Co L⁻¹)	-0,27	-0,56	-0,69	-0,65	-0,55	-0,63
Turbidez (UNT)	0,29	-0,39	-0,43	-0,41	0,01	-0,37
STD (mg L⁻¹)	0,03	0,30	-0,18	0,32	0,04	0,39
CE (µS cm⁻¹)	0,33	0,41	0,20	0,53	0,40	0,56
P-total (mg L⁻¹)	-0,23	-0,46	-0,48	-0,43	-0,46	-0,46
N-total (mg L⁻¹)	0,45	0,38	0,27	0,22	0,52	0,39
DBO (mg L⁻¹)	-0,33	-0,21	-0,08	-0,05	-0,16	-0,11
CF (NMP)	-0,50	0,35	0,18	0,53	-0,17	0,42

FONTE: O autor.

TABELA 10 – Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros OD (oxigênio dissolvido), temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), fósforo total (P-total), nitrogênio total (N-total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais (CF) e a temperatura máxima, mínima e média dois dias anteriores a coleta

Parâmetro	Temp. máx. 2 dias		Temp. mín. 2 dias		Temp. média 2 dias	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2
OD (mg L⁻¹)	-0,54	-0,80	-0,75	-0,52	-0,80	-0,90
Temper. (°C)	0,50	0,54	0,70	0,76	0,76	0,78
pH	-0,36	-0,67	-0,48	-0,45	-0,52	-0,78
Cor (mg Pt/Co L⁻¹)	-0,18	-0,39	-0,87	-0,72	-0,50	-0,64
Turbidez (UNT)	0,51	-0,17	-0,67	-0,53	0,20	-0,37
STD (mg L⁻¹)	0,36	0,17	-0,55	0,59	0,11	0,34
CE (µS cm⁻¹)	0,60	0,27	-0,25	0,74	0,46	0,48
P-total (mg L⁻¹)	-0,38	-0,31	-0,07	-0,51	-0,44	-0,48
N-total (mg L⁻¹)	0,53	0,28	0,14	0,45	0,47	0,34
DBO (mg L⁻¹)	-0,09	-0,06	-0,47	-0,33	-0,21	-0,16
CF (NMP)	-0,38	0,12	0,03	0,74	-0,31	0,39

FONTE: O autor.

TABELA 11 – Temperatura (°C) máxima, mínima e média do dia e médias das temperaturas máximas, mínimas e médias de dois dias anteriores para cada dia de coleta

Coleta	Temperatura do dia			Temperatura de dois dias		
	Máx.	Mín.	Méd.	Máx.	Mín.	Méd.
1	24,0	12,0	17,0	24,0	12,0	17,0
2	24,0	12,0	17,0	23,6	9,0	15,9
3	20,6	4,5	11,8	18,1	8,8	12,3
4	20,9	3,3	11,4	18,9	7,6	12,5
5	28,7	7,2	17,1	28,9	7,6	18,4
6	31,9	11,2	20,6	31,8	10,0	20,1
7	24,7	15,9	19,5	24,2	15,0	18,2
8	27,5	13,7	19,9	25,3	15,8	18,2
9	27,5	13,7	16,0	20,6	13,2	15,9

FONTE: Adaptado de Sistema de Monitoramento Agrometeorológico. Fundação ABC, Pesquisa e Desenvolvimento Agropecuário (2015).

Ao se analisar a Tabela 9 pode-se observar que o OD apresentou correlação negativa com a temperatura máxima do dia para o ponto 1 (-0,67) e correlação forte e negativa para o ponto 2 (-0,81). O OD também apresentou correlação forte e negativa com a temperatura mínima do dia para o ponto 1 (-0,84) e para o ponto 2 (-0,68). Para a temperatura média do dia os pontos 1 (-0,83) e 2 (-0,92) apresentaram

correlação forte e negativa. Na Tabela 10 pode-se observar a correlação forte e negativa entre OD e a temperatura máxima de dois dias anteriores para o ponto 2 (-0,80), com a temperatura mínima de dois dias para o ponto 1 (-0,75) e com a temperatura média de dois dias anteriores para o ponto 1 (-0,80) e para o ponto 2 (-0,90).

As correlações encontradas entre OD e temperatura do ar demonstram a relação inversa entre estas variáveis. A sub-bacia 2 apresentou correlação forte e negativa com a temperatura máxima do dia e a máxima de dois dias (-0,80) (Tabelas 9 e 10). Como descrito anteriormente, na porção final desta sub-bacia a vegetação ciliar é inexistente (Figura 11), o que expõe o rio a maior radiação solar. Portanto, altas temperaturas do ar e, conseqüentemente, da água, podem estar influenciando a menor concentração de OD neste ponto (Tabela 5).

Já o ponto 1 apresentou correlação forte e negativa com a temperatura mínima do dia e a mínima de dois dias (-0,75) (Tabelas 9 e 10). A sub-bacia 1 apresenta maior porcentagem de sua área coberta por vegetação nativa (Tabela 4), proporcionando maior sombreamento para o corpo hídrico, menores temperaturas da água e maiores concentrações de OD (Tabela 5).

A temperatura da água apresentou correlação positiva com a temperatura máxima do dia para o ponto 1 (0,63) e para o ponto 2 (0,69). Também foi encontrada correlação forte e positiva com a temperatura mínima do dia para o ponto 1 (0,89) e para o ponto 2 (0,88), assim como com a temperatura média do dia para o ponto 1 (0,80) e para o ponto 2 (0,85) (Tabela 9). A temperatura mínima de dois dias também apresentou correlação forte e positiva com a temperatura da água para os pontos, com 0,70 para o ponto 1 e 0,76 para o ponto 2, assim como a temperatura média, com 0,76 para o ponto 1 e 0,78 para o ponto 2 (Tabela 10).

As correlações positivas observadas entre temperatura da água e temperatura atmosférica demonstram as influências sazonais entre as variáveis. No município de Ibiúna (São Paulo), Silva et al. (2015) também encontraram forte correlação entre as temperaturas do ar e da água (0,80), relatando que as temperaturas foram influenciadas pela sazonalidade.

As correlações positivas encontradas entre temperatura do ar e da água e as correlações negativas encontradas entre OD e temperatura do ar demonstram a relação existente entre as variáveis. O OD é regulado pela temperatura da água, sendo estas variáveis inversamente proporcionais (PILGRIM et al., 2014), e a

temperatura da água sofre variações sazonais naturais influenciadas diretamente pela temperatura atmosférica. (VON SPERLING, 1996). Portanto, as temperaturas da água e do ar estão diretamente relacionadas, enquanto que o OD e temperatura do ar relacionam-se de forma inversa.

Para a temperatura média do dia e a temperatura média de dois dias anteriores o pH do ponto 2 apresentou correlação negativa, com valores de -0,72 e -0,78, respectivamente (Tabelas 9 e 10). O pH também apresentou correlação negativa entre a temperatura máxima do dia e a temperatura máxima de dois dias anteriores para o ponto 2, com -0,66 e -0,67, respectivamente (Tabelas 9 e 10).

Estas correlações podem estar relacionadas com a temperatura da água. Na bacia hidrográfica do rio Cao-e (China), Chen e Lu (2014) encontraram maiores valores de pH na estação chuvosa, o que os autores atribuíram a variações em fatores ambientais, dentre eles a temperatura da água. Sabe-se que temperaturas elevadas causam maior taxa de reações químicas e biológicas, dentro da faixa de tolerância de cada organismo. (VON SPERLING, 1996). Neste sentido, as maiores temperaturas da água encontradas na sub-bacia 2 (Tabela 5) podem promover uma maior atividade de microorganismos, aumentando seus processos de respiração e decomposição, dos quais ocorre a liberação de CO₂ e a formação de ácido carbônico e íons hidrogênio, contribuindo para a diminuição do pH do meio. (ESTEVES, 1988). Isto é confirmado pelos menores valores de pH, maiores valores de temperatura, CF e DBO encontrados na sub-bacia 2 (Tabela 5).

Correlação negativa foi encontrada entre a cor e temperatura mínima do dia, com -0,69 para o ponto 1 e -0,65 para o ponto 2 (Tabela 9). A cor também demonstrou correlação forte e negativa com a temperatura mínima de dois dias anteriores, com -0,87 para o ponto 1 e -0,72 para o ponto 2 (Tabela 10). Correlação negativa foi encontrada entre a cor e temperatura média do dia e de dois dias anteriores, com -0,63 e -0,64, respectivamente, para o ponto 2 (Tabelas 9 e 10). A turbidez apresentou correlação negativa com a temperatura mínima de dois dias anteriores, com -0,67, para o ponto 1 (Tabela 10).

A correlação encontrada entre turbidez e temperatura para a sub-bacia 1 também pode estar relacionada com a temperatura da água. Sabe-se que a turbidez pode interferir na penetração da luz na água devido aos sólidos em suspensão. (VON SPERLING, 1996). Desta forma, elevações na turbidez podem diminuir a penetração da radiação solar na água, diminuindo, portanto, a sua temperatura. O

mesmo pode ser dito para as correlações encontradas entre cor e temperaturas mínimas e médias do dia e do de dois dias anteriores (Tabelas 9 e 10) devido aos sólidos dissolvidos na água.

A CE apresentou correlação positiva com a temperatura mínima de dois dias, para o ponto 2, com 0,74 (Tabela 10), o que também pode estar associado a temperatura da água.

Segundo Esteves (1988) a condutividade elétrica da água é dependente da sua temperatura, onde a condutividade aumenta cerca de 2% a cada °C. Neste sentido, a temperatura da água na sub-bacia 2 possui influencia na CE deste ponto, tendo em vista que a sub-bacia 2 apresentou as maiores temperaturas e valores de CE (Tabela 5). Entretanto, sabe-se que nesta sub-bacia o uso agrícola é predominante (Tabelas 2 e 4), o que também contribui para os valores de CE encontrados, tendo em vista que resíduos orgânicos e fertilizantes químicos modificam os atributos químicos do solo (TERNUS et al., 2011), juntamente com a falta da vegetação ciliar (Figura 11), a qual poderia reter os sedimentos drenados.

Os CF apresentaram correlação forte e positiva com a temperatura mínima de dois dias para o ponto 2, com 0,74 (Tabela 10).

A correlação positiva encontrada entre CF e temperatura para o ponto 2 também está relacionada com a correlação positiva encontrada entre temperatura do ar e da água. O ponto 2 apresentou maiores temperaturas da água (Tabela 5), a qual é influenciada pela temperatura atmosférica. Neste sentido, estas temperaturas elevadas tendem a promover uma maior taxa de sobrevivência para as bactérias, tendo em vista que maiores concentrações de CF também foram encontradas nesse ponto (Tabela 5).

Na bacia hidrográfica Saint Lucie (EUA), Liang et al. (2013) encontraram correlação positiva entre CF e temperatura da água. Os autores escrevem que a temperatura da água é um fator crucial para a mortandade e o crescimento de bactérias na água, e que os resultados de temperatura encontrados (entre 20,5 e 24,1 °C), juntamente com o fornecimento adequado de nutrientes, promoveram uma taxa de crescimento e reprodução destes microorganismos maior do que a taxa de mortandade induzida pela temperatura.

Observou-se que as variáveis precipitação e temperatura possuem influencia nos parâmetros analisados e que ocorre interação entre o uso do solo e estas variáveis ambientais. As correlações negativas observadas entre os parâmetros da

sub-bacia 1 (turbidez, STD e CE) e a precipitação reforçam a influencia positiva da vegetação sobre a qualidade da água, a qual atua como filtro, isolando estrategicamente os corpos d'água e retendo sedimentos e nutrientes. (LIMA; ZAKIA, 2001). Em relação à sub-bacia 2 observou-se a que precipitação, juntamente com a falta da vegetação ciliar e a maior porcentagem de agricultura (Figura 11 e Tabela 4), proporcionam o carreamento de nutrientes e CF para a água.

A temperatura atmosférica demonstrou correlação positiva com a temperatura da água devido a variações sazonais naturais, fato que influencia em diversas variáveis, direta ou indiretamente, nas duas sub-bacias. No ponto 1 a vegetação nativa proporciona um maior sombreamento do corpo hídrico, o que auxilia na manutenção de altos níveis de OD e baixas temperaturas da água (Tabela 5). Já no ponto 2 ocorre o contrário. A falta de vegetação ciliar (Figura 11) proporciona uma maior incidência direta de radiação solar no corpo hídrico, aumentando sua temperatura e diminuindo os níveis de OD (Tabela 5). As maiores temperaturas da água do ponto 2, influenciadas pela temperatura atmosférica, também influenciaram no pH, na CE e nos CF deste ponto, parâmetros que estão diretamente relacionados ao uso do solo desta sub-bacia (Tabela 4).

6 CONCLUSÃO

O presente trabalho buscou abordar a relação existente entre o uso e ocupação do solo e a qualidade da água em sub-bacias na bacia hidrográfica do rio São João. Os resultados demonstraram que estas relações são evidentes nos locais estudados.

O papel da vegetação sobre a qualidade da água é indiscutível, como pôde ser observado para a sub-bacia 1 em relação à conformidade com a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005a) para a maioria dos parâmetros e com as correlações. Entretanto, os valores elevados de P-total, N-total e DBO apontam que apesar da maior porcentagem de vegetação nativa ainda existe contaminação da água, o que pode estar associado às granjas existentes a montante da bacia e a falta de APP de 50 m nas nascentes ou a outros fatores ainda desconhecidos. Isto demonstra que a configuração espacial da paisagem pode explicar de maneira mais coerente os resultados de qualidade da água em relação ao uso predominante, como relatado por Mori et al. (2015).

A sub-bacia 2, apesar de possuir área menor, apresenta a agricultura como uso predominante e ausência de vegetação ciliar na sua porção final, assim como adubação com dejetos animais. Estas características exercem influência negativa sobre a qualidade da água, como pode ser observado pelos parâmetros em não conformidade com a Resolução CONAMA nº 357 (2005a) e também nas correlações com precipitação e temperatura. A revegetação da mata ciliar é uma opção para conter os nutrientes, sedimentos e as bactérias drenadas para o corpo hídrico, assim como práticas conservacionistas de uso do solo.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O acompanhamento de alterações na qualidade da água superficial é de extrema relevância para um adequado planejamento e gestão dos recursos hídricos e para identificação de potenciais impactos na bacia hidrográfica relacionados com problemas de uso e ocupação do solo, como evidenciado no presente trabalho.

Diante dos resultados encontrados neste trabalho sugere-se seja monitorada uma maior quantidade de pontos, ao nível de sub-bacia, para um melhor entendimento da dinâmica entre o uso do solo e a qualidade da água, assim como um período mais longo de monitoramento. Assim, poderia ser criado um banco de dados mais consistente em relação à qualidade da água da bacia hidrográfica do rio São João, auxiliando para um melhor gerenciamento dos recursos hídricos da bacia pelos gestores públicos, juntamente com a conscientização e o auxílio da população.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, C. P. O.; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. **Revista Árvore**, Viçosa: MG, v.38, n.6, p.983-992, 2014.
- ANBUMOZHI, V.; RADHAKRISHNAN J.; YAMAJI, E. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. **Ecological Engineering**. v. 24, n. 1, p. 517–523. 2005.
- ANDRADE, L. C. R.; MARQUES, E. A. G.; FELICORI, T. C. Pedological characterization and land use and occupation: influences on water quality in a watershed located in the Zona da Mata (MG). **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**. v. 33, n. 4, p. 820-833. jul/ago 2013.
- 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**, Piracicaba, v. 56, 125-134, dez. 1999.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.
- BARBOLA, I. F. et al. Macroinvertebrados e qualidade da água. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Org.) **Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: UEPG, 2010. p. 85-95.
- BARBOLA, I. F. et al. Macroinvertebrados do rio Pitangui In: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR: fonte de vida, cuidados devidos**. Ponta Grossa: UEPG, 2014, p. 169-177.
- BATENI, F.; FAKHERAN, S.; SOFFIANIAN, A. Assessment of land cover changes and water quality changes in the Zayandehroud River Basin between 1997–2008. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 12, p. 10511-10519, jul. 2013.
- BECKER, F. G. Aplicações de Sistemas de Informação Geográfica em ecologia e manejo de bacias hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus, Bahia: Editus, 2002, p. 91-110.
- BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS; EDUSP; ABRH, 1993. p. 849-875.
- BIGARELLA, J. J.; PAROLIN, M. Aspectos geográficos e geológicos do estado do Paraná. In: PAROLIN, M.; VOLKMER-RIBEIRO, C.; LEANDRINI, J. A. (Org.). **Abordagem ambiental interdisciplinar em bacias hidrográficas no estado do Paraná**. Campo Mourão: Fecilcam, 2010. p. 1-41.

BOGNOLA, I. A. et al. Caracterização dos solos do município de Carambeí – PR. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, n. 8. 2002.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. (Org.). **Reflexões sobre a geografia física no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. p. 153-192.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 145-160.

BRANCO, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O.; TUNDISI, J. G. Água e saúde humana. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 241-267.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 11 jun. 2015.

_____. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 10 jun. 2015.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providências. **Diário Oficial [da] União da República Federativa do Brasil**, Brasília, 17 mar. 2005a. Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2015.

_____. Agência Nacional de Águas. **Cadernos de recursos hídricos: Panorama do enquadramento dos corpos d'água**. Brasília: ANA, 2005b.

_____. **Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. Brasília: ANA, 2011. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2011/CuidandoDasAguas-SolucoesParaMelhorarAQualidadeDosRecursosHidricos.pdf>>. Acesso em: 23 mai. 2015.

_____. Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**: 2012. Brasília: ANA, 2012a. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/Panorama_Qualidade_Aguas_Superficiais_BR_2012.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2015.

_____. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012b. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 07 ago. 2015.

_____. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília: ANA, 2013. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil_2013_Final.pdf>. Acesso em: 09 jul. 2015.

BU, H. et al. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 41, 187-197, jun. 2014.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. **Principles of geographical information systems**. Nova York: Oxford University Press, 1998.

CARMO, M. R. B. et al. A vegetação ripária ao longo do rio Pitangui. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Org.) **Pitangui, rio de contrastes**: seus lugares, seus peixes, sua gente. Ponta Grossa: UEPG, 2010. p. 73-85.

CARMO, M. R. B.; MORO, R. S.; NOGUEIRA, M. K. F. S. A vegetação florestal nos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Org.) **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 99-104.

CARMO, M. R. B. et al. Caracterização dos remanescentes de floresta ripária. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.) **Rio São João, Carambeí, PR**: fonte de vida, cuidados devidos. Ponta Grossa: UEPG. 2014. p. 125-132.

CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**. Presidente Prudente, n. 36, volume especial, p. 26-43, 2014.

CHEN, J.; LU, J. Effects of Land Use, Topography and Socio-Economic Factors on River Water Quality in a Mountainous Watershed with Intensive Agricultural Production in East China. **Plos One**, v. 9, n. 8, p. 1-12, ago. 2014.

CLESCERI, L. S.; TARAS, M. J. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

COLETTI, C. et al. Water quality index using multivariate factorial analysis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 517-522. 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf>>. Acesso em: 11 mar. 2015

_____. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>> Acesso em 14 de jun. 2015.

CUNHA, L. H.; COELHO, M. C. N. Política e gestão ambiental. In: CUNHA, S. B.; GUERRA, J. A. T. **A questão ambiental**: diferentes abordagens. 6 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. p. 43-79.

CRUZ, G. C. F. Alguns aspectos do clima dos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Org). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 59-72.

DOODS, W. K.; OAKES, R. M. Headwater Influences on Downstream Water Quality. **Environmental Management**, v. 41, n. 3, p. 367-377. 2008.

DUDLEY, N.; STOLTON, S. **Running Pure**: the importance of forest protected areas to drinking water. [S.l]: World Bank; WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use, 2003.

EGLER, M. et al. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n.3, p. 437-443. 2012.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência; FINEP, 1988.

FASOLO, P. J. et al. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Caracterização dos solos do município de Castro – PR. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, n. 9, 2002.

FERNANDES, J. F.; SOUZA, A. L. T.; TANAKA, M. O. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia**. v. 724, n. 1, p. 175-185, fev. 2014.

FERREIRA, J. C. V. **O Paraná e seus municípios**. Maringá: Memória Brasileira, 1996.

_____. **Municípios paranaenses**: origens e significados de seus nomes. Curitiba: Secretaria de Estado da Cultura, 2006.

FIQUEPRON, J.; GARCIA, S.; STENGER, A. Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. **Journal of Environmental Management**, v. 126, n. 1, p. 113-121, set. 2013.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, New York, v. 309, n. 1, p. 570-574, jul. 2005.

FREIRE, A. P.; CASTRO, E. C. Análise da correlação do uso e ocupação do solo e da qualidade da água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n.1, p. 41-49, jan/mar. 2014.

FRITZSONS, E; PARRON, L. M.; MANTOVANI, L. E. **Qualidade da água e o uso e cobertura da terra da bacia de Ribeirão da Onça, Colombo, PR**. Colombo: Embrapa Florestas, 2015.

GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Org.). **Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: UEPG, 2010.

GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR: fonte de vida, cuidados devidos**. Ponta Grossa: UEPG. 2014.

GEALH, A. M.; SILVEIRA, E. L. Conhecendo os peixes do rio. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR: fonte de vida, cuidados devidos**. Ponta Grossa: UEPG. 2014. p. 183-198.

GOMES, J.; CASSOL PINTO, M. L. Caracterização hidromorfométrica. IN: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR: fonte de vida, cuidados devidos**. Ponta Grossa: UEPG. 2014. p. 41-55.

GUERRA, A. J. T. Processo erosivos nas encostas. IN: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 7 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. p. 149-209.

GUIMARÃES, G. B. et al. Geodiversidade. IN: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR: fonte de vida, cuidados devidos**. Ponta Grossa: UEPG. 2014. p. 17-37.

HARDING, J. S. et al. Stream biodiversity: The ghost of land use past. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 95, n. 25, p. 14843-14847, dez. 1998.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas Climáticas do Estado do Paraná**, Classificação climática. Londrina: 2000. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 29 set. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Carta topográfica**, 1:50.000. Castro, folha MI 2824-4, 2001. Disponível em: <<http://www.itcg.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=105>>. Acesso em: 24 set. 2015.

KAMJUNKE, N. et al. Biogeochemical patterns in a river network along a land use gradient. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 185, n. 11, p. 9221-9236, nov. 2013.

KNEE, K. L.; ENCALADA, A. L. Land use and water quality in a rural cloud forest region (Intag, Ecuador). **River Research and Applications**, v. 30, n. 3, p. 385–401. 2014.

LAMB, R. E. Viajar para o novo mundo: Os imigrantes holandeses em Carambeí. IN: CHAVES, N. B. **Imigrantes – Immigranten**: História da Imigração holandesa na região dos Campos Gerais, 1911-2011. Ponta Grossa: Estúdio Texto, 2011. p. 17-29.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LIANG, Z. et al. Impact of mixed land-use practices on the microbial water quality in a subtropical coastal watershed. **Science of the Total Environment**, v. 449, p. 426-433, abr. 2013.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água**. Campinas, São Paulo: Átomo, 2005.

LIMA, C. R. N. et al. Variabilidade espacial da Qualidade de Água em Escala de Bacias - Rio Cuiabá e São Lourenço, Mato Grosso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 169-178, jan./mar. 2015.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. IN: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. (Ed.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. 2. ed. São Paulo: Fapesp, 2001, p. 33-44.

LONDE, L. R. et al. Desastres relacionados a água no Brasil: perspectivas e recomendações. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 4, p. 133-152, out.-dez. 2014.

LONGLEY, P. A. et al. **Geographic Information Systems and Science**. Chichester, England: John Wiley & Sons, 2002.

LOPES, J. C. V. **Fazendas e sítios de Castro e Carambeí**. Curitiba: Torre de Papel, 2004.

LORANDI, R.; CANÇADO, C. J. Parâmetros físicos para gerenciamento de bacias hidrográficas. IN: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas**: teorias e aplicações. Ilhéus, Bahia: Editus, 2002, p. 37-65.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 4. Ed. Ponta Grossa: UEPG, 2012.

MACÊDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas**. 3. ed. Belo Horizonte, MG: MACÊDO, 2005.

MACHADO, P. J. O. (Org.). **Diagnóstico físico ambiental da bacia hidrográfica do córrego São Pedro**: um exercício de gestão dos recursos hídricos. Juiz de Fora, Minas Gerais: Geographica, 2010.

MACHADO, P. J. O.; TORRES, F. T. P. **Introdução à hidrogeografia**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.

MAGALHÃES JUNIOR, A. P. A situação do monitoramento das águas no Brasil: instituições e iniciativas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 3, p. 113-135, jul.-set. 2000.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2. ed. rev. amp. Viçosa, MG: CPT. 2007.

MELO, M. S.; GUIMARÃES, G. B.; SANTANA, A. C. Fisiografia da bacia do rio Pitangui. IN: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Org.). **Pitangui, rio de contrastes**: seus lugares, seus peixes, sua gente. Ponta Grossa: UEPG, 2010. p. 11-21.

MENDES, C. A. Técnicas de Análise Ambiental. IN: TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília: MMA, 2006. p. 169-234.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos**: princípios, integração e aplicações. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 2013.

MENESES, B. M. et al. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal), Water quality implications. **Science of the Total Environment**, v. 527–528, p. 439–447, set. 2015.

MOHAMED, I. et al. Assessment of water quality parameters using multivariate analysis for Klang River basin, Malaysia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, p. 1-12, jan. 2015.

MONTGOMERY, D. C. **Estatística Aplicada e Probabilidade**. LTC, São Paulo, 5 ed., 2012.

MORI, G. B. et al. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **Annales de Limnologie**. v. 51, n. 1, p. 11-21. 2015.

MORO, R. S.; CARMO, M. R. B. A vegetação campestre nos Campos Gerais. IN: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Org.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 93-98.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos Hídricos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MOTA, S. **Introducao a engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

MUNIZ, D. H. F. et al. Evaluation of water quality parameters for monitoring natural, urban, and agricultural areas in the Brazilian Cerrado. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 3, p. 207-317. 2011.

NADALIN, S. O. **Paraná: ocupação do território, população e migrações**. Curitiba: SEED, 2001.

NOGUEIRA, M. K. F. S. et al. Flora dos campos limpos do lajeado do Carambeí. IN: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR: fonte de vida, cuidados devidos**. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 89-97.

PANDEY, A. C.; KUMAR, A. Spatio-temporal variability of surface water quality of fresh water resources in Ranchi Urban Agglomeration, India using geospatial Techniques. **Applied Water Science**, v. 5, n. 1, p. 13-26. 2015.

PARANÁ. Portaria SUREHMA nº 003, de 21 de março de 1991. Dispõe sobre o enquadramento dos cursos d'água da bacia do rio Tibagi. 1991.

_____. SERVIÇO GEOLÓGICO DO PARANÁ - MINEROPAR. **Atlas Geológico do Estado do Paraná**. Curitiba, 2001. Disponível em: <<http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/MapasPDF/atlasgeo.pdf>>. Acesso em: 28 de set. 2015.

_____. SERVIÇO GEOLÓGICO DO PARANÁ - MINEROPAR. **Mapa geológico do Paraná**. Carta geológica de Telêmaco Borba. Curitiba, 2006.

_____. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA. **Bacias hidrográficas do Paraná: Série histórica**. 2. Ed. Curitiba: SEMA, 2013.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/921050/1/Doc232ultimaversao.pdf>>. Acesso em: 13 de jun. 2015.

PILGRIM, C. M. et al. Spatial and temporal analysis of land cover changes and water quality in the Lake Issaqueena watershed, South Carolina. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 11, p. 7617-7630. 2014.

PINHEIRO, A. et al. Relação Entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica Rural no Bioma Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 127-139, jul./set. 2014.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. IN: SCHIAVETTI, A.;

CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus, Bahia: Editus, 2002, p. 17-35.

PLESSIS, A.; HARMSE, T.; AHMED, F. Quantifying and Predicting the Water Quality Associated with Land Cover Change: A Case Study of the Blesbok Spruit Catchment, South Africa. **Water**, v. 6, n. 10, p. 2946-2968. 2014.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**. São Paulo, v. 22, n. 63, 2008. p. 43-60.

QGIS Development Team, 2014. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>.

RAMÍREZ, A. et al. Spatio-temporal variation in stream water chemistry in a tropical urban watershed. **Ecology and Society**, v. 19, n. 2, p. 1-11. 2014.

RASHID, I.; RAMSHOO, S. A. Impact of anthropogenic activities on water quality of Lidder River in Kashmir Himalayas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 6, p. 4705-4719. 2013.

REBOUÇAS, A. C. água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 1-35.

REZENDE, R. S. et al. Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. **Zoologia**, v. 31, n. 5, p. 426-434, out. 2014.

RIBEIRO, K. H. et al. Quality of surface water related to land use: a Case study in a catchment with small farms and intensive vegetable crop production in Southern Brazil, **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 38, n. 2, p. 656-668, mar/abr. 2014.

ROCHA, C. H.; SANTOS, E. N.; BARRETO, K. T. Áreas prioritárias para conservação dos recursos hídricos. IN: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR: fonte de vida, cuidados devidos**. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 247-269.

ROCHA, C. H.; WEIRICH NETO, P. H. Origens dos sistemas de produção e fragmentação da paisagem nos Campos Gerais. IN: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Org.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 171-179.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2004.

SÁ, M. F. M. Os solos dos Campos Gerais. IN: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Org.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 73-83.

SALATI, E.; LEMOS, H. M.; SALATI, E. Água e o desenvolvimento sustentável. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 37-62.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SCHEFFER, E. W. O.; RIBICKI, A. C.; VIANNA, A. G. Avaliação das águas do rio Pitangui através da aplicação de índices de qualidade. **TerraPlural**, Ponta Grossa, v. 4, n.2, p. 163-177, jul./dez. 2010.

SCHEFFER, E. W. O.; BUSCH, O. M. S. Qualidade da água IN: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Org.). **Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: UEPG, 2010. p. 43-51.

SCHEFFER, E. W. O. et al. Características físico-químicas e biológicas das águas IN: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Org.). **Rio São João, Carambeí, PR: fonte de vida, cuidados devidos**. Ponta Grossa: UEPG. 2014. p. 59-71.

SILVA, A. B. **Sistemas de informações geo-referenciadas: conceitos e fundamentos**. Campinas, São Paulo: Unicamp, 2003.

SILVA, A. M. et al., Organic farm does not improve neither soil, or water quality in rural watersheds from southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 132-146, jan. 2015.

SILVA, D. M. L. et al. 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, n. 4, p. 919-930. 2012.

SILVA, E. V.; RODRIGUEZ, J. M. M. Planejamento e zoneamento de bacias hidrográficas: a geoecologia das paisagens como subsídio para uma gestão integrada. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, volume especial, n.36, p. 4-17. 2014.

SINGH. S.; MISHRA, A. Deforestation-induced costs on the drinking water supplies of the Mumbai metropolitan, India. **Global Environmental Change**, v. 27, p. 73-83, jul. 2014.

SOUZA, A. L. T. et al. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 298, p. 12-18, mar. 2013.

STRAHLER, A. N. Hipsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, New York, v.63, p.1117-1142. 1952.

SWEENEY, B. W.; NEWBOLD, J. D. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 3, p. 560-584, jun. 2014.

TERNUS, R. Z. et al. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 189-199. 2011.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade da água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan./mar. 2002.

TU, J. Spatial Variations in the Relationships between Land Use and Water Quality across an Urbanization Gradient in the Watersheds of Northern Georgia, USA. **Environmental Management**, v. 51, n. 1, p. 1-17. 2013.

TUNDISI, J. G.; BRAGA, B.; REBOUÇAS, A. C. Os recursos hídricos e o futuro: síntese. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 739-748.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

_____. **Recursos hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

VALLE JUNIOR, R. F. et al. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. **Land Use Policy**, v. 43, p. 48-62, fev. 2015.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

WACHOWICZ, R. C. **História do Paraná**. 4. ed. Curitiba: Vicentina, 1977.

WANG, G. et al. The influence of land use patterns on water quality at multiple spatial scales in a river system. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 20 p. 5259–5272. 2014.

WEIRICH NETO, P. H.; ROCHA, C. H. Caracterização da produção agropecuária e implicações ambientais nos Campos Gerais. IN: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Org.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: UEPG, 2014. p. 181-190.

WITTMAN, J. et al. Evaluation of land use and water quality in an agricultural watershed in the USA indicates multiple sources of bacterial impairment. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 185, n. 12, p. 10395-10420, dez. 2013.

YAN, C. et al. Assessment of water quality and identification of polluted risky regions based on field observations & GIS in the Honghe river watershed, China. **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, p. 1-13, mar. 2015.