

A crescente antropização de ambientes terrestres tem aumentado a produção de nutrientes minerais e de produtos orgânicos e o aporte dos mesmos nas águas superficiais, ocasionando expressivas alterações nos padrões de qualidade da água. Com este trabalho objetivou-se determinar a concentração de fósforo, potássio e carbono dissolvido na água e de fósforo, potássio e matéria orgânica no solo às margens do ribeirão Petrópolis, em dezoito locais na bacia hidrográfica drenada por este ribeirão, nos arredores da cidade de Lages-SC, em que a fase de campo do trabalho foi realizada no período de agosto de 2016 a junho de 2017. Os locais de amostragem e coleta de dados, ao longo do ribeirão, localizaram-se em pontos cujo uso e ocupação da terra é floresta e campo nativo e urbano.

Orientador: Ildegardis Bertol

Lages, 2018

ANO
2018

FILIPPE ANTONIO WROBLESKI – IMPACTO DA ANTROPIZAÇÃO NA ÁGUA E NO
SOLO, AVALIADO EM ESCALA DE BACIA HIDROGRÁFICA



UDESC

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

IMPACTO DA ANTROPIZAÇÃO NA ÁGUA E NO SOLO, AVALIADO EM ESCALA DE BACIA HIDROGRÁFICA

FILIPPE ANTONIO WROBLESKI

LAGES, 2018

FILIPPE ANTONIO WROBLESCKI

**IMPACTO DA ANTROPIZAÇÃO NA ÁGUA E NO SOLO, AVALIADO EM ESCALA
DE BACIA HIDROGRÁFICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de
Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do
grau de Mestre em Ciências Ambientais.
Orientador: Dr. Ildegardis Bertol

**LAGES
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Wroblescki, Filipe Antonio
Impacto da antropização na água e no solo,
avaliado em escada de bacia hidrográfica / Filipe
Antonio Wroblescki. - Lages , 2018.
77 p.

Orientador: Ildegardis Bertol
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado de
Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais, Lages, 2018.

1. Efluente doméstico. 2. Uso e ocupação da
terra. 3. Aporte de carbono e nutrientes. I.
Bertol, Ildegardis. II. Universidade do Estado de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação. III.
Título.

FILIPPE ANTONIO WROBLESKI

**IMPACTO DA ANTROPIZAÇÃO NA ÁGUA E NO SOLO, AVALIADO EM ESCADA
DE BACIA HIDROGRÁFICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.


Banca Examinadora:

Orientador:



Dr. Ildegardis Bertol
UDESC

Membros:



Dr. Valter Antonio Becegato
UDESC

Dra. Luciane Costa de Oliveira
IFSC

Lages, 06 de julho de 2018

À minha esposa Josiane e minhas filhas Mariana e Iasmin, pelo seu carinho e paciência. Obrigado por acreditar na realização de meu sonho.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Rui Wroblescki (*in memorian*) e Vilda Terezinha dos Santos Wroblescki pelo incentivo que sempre tive para estudar, pela sua compreensão, pelo seu carinho, pela sua paciência e pelo seu amor.

À minha esposa Josiane Bento da Silva pela compreensão e companheirismo, por acreditar na minha capacidade construtiva e por apoiar minhas decisões.

À minha filha Iasmin da Silva Wroblescki pelo seu carinho e paciência pelas horas de ausência dedicadas a este trabalho.

À minha filha Mariana Lima Wroblescki, pela presença em minha vida. Você sempre terá o meu amor.

Ao professor Ildegardis Bertol pela orientação, dedicação, incentivo, paciência, experiências transmitidas e pela ajuda incondicional em todas as etapas deste trabalho.

Aos meus colegas do Laboratório de Uso e Conservação do Solo, em especial a Bárbara Bagio, Leonardo Poleza Lemos, Loriane Bernardi, Luiz Antonio Biasiolo, Neuro Wolschick e Venesa Pinto dos Santos pela ajuda na execução da pesquisa.

À Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), especialmente ao CAV e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela formação científica. Aos professores pelos ensinamentos transmitidos e aos seus funcionários que durante algum período ajudaram na minha formação.

À Prefeitura de Lages pelo incentivo dado à capacitação.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram para a elaboração deste trabalho.

Crentes e não crentes concordamos que a Terra é herança comum cujos frutos devem beneficiar a todos. Contudo o que acontece no mundo em que vivemos? A relação entre a pobreza e a fragilidade do planeta requer outro modo de lidar com a economia e o progresso, concebendo um novo estilo de vida porque precisamos de uma mudança que nos una a todos. Libertar-nos da escravidão do consumismo. Faço-te um pedido especial: que cuidemos da criação, recebida como um dom, que é preciso cultivar e protegê-la para as gerações futuras. Cuidar da casa comum. **(Papa Francisco)**

RESUMO

A crescente antropização de ambientes terrestres tem aumentado a produção de nutrientes minerais e de produtos orgânicos e o aporte dos mesmos nas águas superficiais, implementado expressivas alterações nos padrões de qualidade da água em escala de bacia hidrográfica. Com o objetivo de avaliar o impacto da antropização no ambiente, foi realizada análise de fósforo, potássio e carbono presente na água e de fósforo, potássio e matéria orgânica presente no solo, em dezoito locais na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, nos arredores da cidade de Lages, SC. Os locais amostrados estão em áreas cujo uso e ocupação da terra é floresta, campo nativo e área urbana. Amostragem da água foi realizada em agosto e dezembro de 2016 e março e junho de 2017, perfazendo dez meses, em intervalos de aproximadamente dois meses e meio entre uma e outra amostragem. A amostragem do solo foi realizada em agosto de 2016 e junho de 2017, perfazendo também dez meses. A concentração de fósforo, potássio e carbono dissolvido na água do Ribeirão Petrópolis foi maior no trecho que passa pela área urbana do que naquele que passa pelo campo e pela floresta, em praticamente todas as épocas do ano. O mesmo comportamento ocorreu com o fósforo e potássio no solo às margens do curso do ribeirão. O teor de matéria orgânica no solo, entretanto, foi menor no trecho que passa pela área urbana do que naquele que passa pelo campo e pela floresta. A concentração de fósforo dissolvido na água enquadra-se na classe 4 conforme resolução CONAMA 357/2005. O aporte de fósforo e potássio extraível no solo e fósforo, potássio e carbono dissolvido na água foi alto no trecho da área urbana, devido ao esgoto doméstico sem qualquer tratamento que era lançado na água e atingia o solo às margens do ribeirão. O fósforo, potássio e carbono dissolvido na água apresentaram alto valor em alguns locais na borda da floresta, porque a montante ocorria aporte de efluentes de origem antrópica, o qual não é devidamente filtrado pela vegetação da floresta. O carbono e fósforo dissolvido na água se correlacionaram com o fósforo extraível do solo e potássio dissolvido, nas duas épocas do ano e na média do período de estudo, enquanto, o potássio extraível do solo se correlacionou com o potássio dissolvido na água e com a matéria orgânica do solo, para o outono, indicando efeito do clima. Também foi observada correlação do potássio dissolvido na água e carbono dissolvido na água com potássio extraível do solo, para média dos períodos, indicando a possibilidade de que o K, presente em sabões que fazem parte do esgoto, também seja depositado no solo.

Palavras-chave: Efluente doméstico. Uso e ocupação da terra. Aporte de carbono e nutrientes.

ABSTRACT

The increasing anthropization of terrestrial environments has increased the production of mineral nutrients and organic products and their contribution in surface waters, implementing significant changes in water quality standards at the watershed scale. In order to evaluate the impact of anthropization on the environment, phosphorus, potassium and carbon in the water and of phosphorus, potassium and organic matter present in the soil were analyzed in eighteen sites in the river basin of Ribeirão Petrópolis, on the outskirts of the city of Lages, SC. The sites sampled are in areas whose use and occupation of land is forest, native pasture and urban area. Water sampling was performed in August and December of 2016 and March and June of 2017, for ten months, at intervals of approximately two and a half months between each sampling. Soil sampling was conducted out in August of 2016 and June of 2017, also for ten months. The concentration of phosphorus, potassium and carbon dissolved in the water of the Petrópolis stream was higher in the area that passes through the urban area than in the one that passes through the native pasture and the forest, practically every season of the year. The same behavior occurred with phosphorus and potassium in the soil along the riverbank. The concentration of organic matter in the soil was lower in the area that passes through the urban area than in the one that passes through the field and through the forest. The concentration of phosphorus dissolved in water is classified as class 4 according to resolution CONAMA 357/2005. The concentration of phosphorus and potassium extractable in the soil and phosphorus, potassium and carbon dissolved in the water was high in the urban area, due to the domestic sewage without any treatment that was released into the water and reached the soil at the riverbank. Phosphorus, potassium and carbon dissolved in the water presented high value in some places at the edge of the forest, because upstream there is input of effluents of anthropic origin, which are not totally absorbed by the forest vegetation. The carbon and phosphorus dissolved in the water correlated with the extractable phosphorus of the soil and dissolved potassium, in the two seasons of the year and in the average of the study period. The extractable potassium of the soil correlated with the potassium dissolved in the water and with the soil organic matter, for autumn, indicating the effect of the climate. It was also observed a correlation of the dissolved potassium in the water and dissolved carbon in the water with extractable potassium of the soil, for average of the periods, indicating the possibility that the K, present in soaps that are part of the sewage, is also deposited in the soil.

Keywords: Domestic effluent. Use and occupation of land. Contribution of carbon and nutrients.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Localização da bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, em Lages, Santa Catarina, incluindo hidrografia.....	39
Figura 2 -	Climograma do município de Lages para os anos de 2002 a 2012, com dados de precipitação de Schick et al. (2014) e de temperatura contidos em INMET (2018).....	40
Figura 3 -	Uso e ocupação da terra na área da bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, a partir modelo digital de terreno de um metro da Secretaria de Desenvolvimento Sustentável do estado de Santa Catarina.....	41
Figura 4 -	Formações rochosas na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.....	42
Figura 5 -	Vista da região onde é realizada coleta e tratamento de esgoto na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.....	43
Figura 6 -	Demonstração da localização dos pontos de amostragem na bacia do Ribeirão Petrópolis.....	44
Figura 7 -	Local 16 em área urbana, com visível vazamento na rede pública de coleta de esgoto.....	50
Figura 8 -	Gráfico com o número de amostras de água com concentração de fósforo nela dissolvido, de acordo com a classificação da resolução CONAMA 357/2015, nas três formas de uso da terra estudadas na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.....	51
Figura 9 -	Gráfico de dispersão entre o fósforo extraível do solo e o fósforo dissolvido na água para mês de agosto de 2016.....	64
Figura 10 -	Gráfico de dispersão entre o fósforo extraível do solo e o fósforo dissolvido na água para mês de junho de 2017.....	64
Figura 11 -	Gráfico de dispersão entre o fósforo extraível do solo e o fósforo dissolvido na água para média dos períodos.....	64
Figura 12 -	Gráfico de dispersão entre o potássio extraível do solo e o potássio dissolvido na água para mês de agosto de 2016.....	65
Figura 13 -	Gráfico de dispersão entre o potássio extraível do solo e o potássio dissolvido na água para mês de junho de 2017.....	65
Figura 14 -	Gráfico de dispersão entre o potássio extraível do solo e o potássio dissolvido na água para média do período.....	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões de qualidade para corpos d'água doce relacionados ao P, conforme resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.....	32
Tabela 2 - Resultados da estatística descritiva do fósforo dissolvido na água, fósforo do solo, potássio dissolvido na água, potássio do solo, carbono dissolvido na água e matéria orgânica do solo, obtidos na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.....	47
Tabela 3 - Concentração de fósforo dissolvido na água do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.....	49
Tabela 4 - Concentração de fósforo extraível na camada de 0-3 cm do solo às margens do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.....	53
Tabela 5 - Concentração de potássio dissolvido na água do Ribeirão Petrópolis na bacia hidrográfica.....	55
Tabela 6 - Concentração de potássio extraível na camada de 0-3 cm do solo às margens do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.....	57
Tabela 7 - Concentração de carbono dissolvido na água do Ribeirão Petrópolis na bacia hidrográfica.....	59
Tabela 8 - Teor de matéria orgânica na camada de 0-3 cm do solo às margens do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.....	61
Tabela 9 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no solo e na água para dia 27/08/2016, na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.....	62
Tabela 10 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no solo e na água para dia 24/06/2017, na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.....	63
Tabela 11 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no solo e na água para todo período de estudo, na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.....	63

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	23
2.1	BACIA HIDRIGRÁFICA.....	23
2.2	FONTES NATURAIS DE POLUIÇÃO POR NUTRIENTES.....	24
2.2.1	Deposição atmosférica.....	24
2.2.2	Denudação física e química do solo.....	24
2.3	FONTES ANTRÓPICAS DE POLUIÇÃO POR NUTRIENTES.....	25
2.3.1	Efluentes domésticos e industriais.....	26
2.3.2	Resíduos sólidos.....	26
2.3.3	Escoamento superficial em áreas urbanas.....	27
2.3.4	Escoamento superficial em áreas agrícolas.....	28
2.3.5	Escoamento superficial em áreas de pastagem.....	29
2.4	FÓSFORO (P) E POTÁSSIO (K) NO SOLO.....	29
2.5	FÓSFORO (P), POTÁSSIO (K) E CARBONO (C) EM ÁGUAS SUPERFICIAIS.....	30
2.6	LEGISLAÇÃO SOBRE CONTAMINAÇÃO DE CORPOS DE ÁGUA SUPERFICIAIS.....	32
3	HIPÓTESES.....	35
4	OBJETIVOS.....	37
4.1	GERAL.....	37
4.2	ESPECÍFICOS.....	37
5	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
5.1	ÁREA DE ESTUDO.....	39
5.2	LOCAIS E ÉPOCAS DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA E SOLO.....	43
5.3	AMOSTRAGEM, PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS E DETERMINAÇÃO DOS NUTRIENTES NA ÁGUA.....	45
5.4	AMOSTRAGEM, PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS E DETERMINAÇÃO DOS NUTRIENTES NO SOLO.....	45
5.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	46
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
6.1	FÓSFORO DISSOLVIDO NA ÁGUA.....	48
6.2	FÓSFORO NO SOLO.....	52
6.3	POTÁSSIO DISSOLVIDO NA ÁGUA.....	54
6.4	POTÁSSIO NO SOLO.....	56
6.5	CARBONO DISSOLVIDO NA ÁGUA.....	58
6.6	MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO.....	60
6.7	RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS.....	62
7	CONCLUSÃO.....	67
	REFERÊNCIAS.....	69

1 INTRODUÇÃO

A água é um dos principais recursos naturais que impacta a vida na Terra. Ao longo dos milênios, vem sendo intensamente afetada pelo uso de todos os recursos que a civilização humana dispõe, desde aqueles que influenciaram o desenvolvimento agrícola e industrial até os que influenciaram os valores culturais e religiosos da humanidade e que nela se mantêm arraigados até hoje. Assim, a água é um recurso natural essencial a vida, seja como componente bioquímico de seres vivos e como meio de vida das espécies vegetais e animais, bem como elemento representativo de valores sociais e culturais e como fator de produção de bens de consumo intermediário e final. No entanto, por maior que seja sua importância, as pessoas continuam poluindo os mananciais hídricos, desde a nascente até a foz, esquecendo-se do quanto a água é essencial para a permanência da vida no Planeta.

Atualmente, um dos principais problemas decorrentes da poluição da água é a eutrofização. Por meio desse processo ocorre a modificação das características químicas, biológicas e físicas da água nos diversos corpos hídricos, principalmente os de caráter lântico como lagos, mas também os de caráter lótico como os rios. A causa básica da eutrofização é o intenso e contínuo aporte de nutrientes e produtos orgânicos nos ambientes aquáticos.

A eutrofização tem muitos efeitos negativos nos ecossistemas aquáticos. A consequência mais notória e visível desses efeitos é a proliferação de algas, o que confere turbidez e coloração esverdeada à água. Além disso, a eutrofização ocasiona diversos efeitos indesejáveis na água, depreciativos, tais como estéticos que comprometem seu potencial de recreação, anaerobiose que modifica a qualidade e quantidade de peixes de valor comercial. Além disso, a elevação dos custos de tratamento da água que encarece esse recurso essencial ao consumo humano, bem como dificuldade de abastecimento de água para a indústria e redução na navegação e capacidade de transporte aquático devido ao excesso de sedimentos.

Adoção de sistemas corretivos para controle da eutrofização deve ser realizada diretamente no local afetado. Já as medidas preventivas, comumente mais baratas e eficazes, devem ser realizadas no entorno dos mananciais, em toda a área da bacia hidrográfica, e se baseiam na diminuição de fornecimento de nutrientes poluidores ao corpo hídrico por uma fonte externa. Dessa maneira, conhecer a origem e a causa das fontes de nutrientes em uma bacia hidrográfica, é de fundamental importância para o planejamento de controle da eutrofização, principalmente pelo fato desse processo ser fortemente de origem antrópica e fracamente de ordem natural.

As fontes antrópicas de origem urbana são em geral altamente concentradas em nutrientes poluidores e, por isso, apresentam grande potencial de contaminação das águas superficiais que se situam no entorno ou que drenam os centros urbanos. A principal causa disso, nesses casos, é a disposição inadequada de rejeitos sólidos urbanos e de águas servidas (esgotamento sanitário) que são lançadas no meio ambiente sem tratamento prévio. Assim, o escoamento superficial urbano decorrente do excesso de chuvas também é vetor desse material para dentro dos mananciais.

O crescimento urbano e populacional desordenado faz com que as áreas urbanas lancem grandes quantidades de resíduos sólidos e líquidos nos mananciais geograficamente ligados a essas áreas. Além disso, em locais cuja concentração urbana se consolidou sem a estrutura prévia de saneamento básico, dificilmente recebem, posteriormente, políticas públicas para implantação de sistemas de saneamento.

Na bacia hidrográfica na qual está inserida a cidade de Lages, no estado de Santa Catarina, vários cursos hídricos semi-urbanos e urbanos apresentam sinais visíveis de eutrofização. Isto ocorre devido a significativa ocupação urbana irregular, em que grande parte da população é mal e até mesmo não atendida com coleta e tratamento de esgoto, o qual, via de regra, é lançado diretamente nesses cursos d'água. Baseado no exposto, verifica-se a importância de compreender o impacto da atividade antrópica no ambiente e o consequente aporte de nutrientes e outros produtos químicos e orgânicos aos cursos hídricos, em escala de bacia hidrográfica que abrange a área urbana da cidade. Dessa maneira, foram selecionados alguns nutrientes presentes nas águas dos cursos hídricos da bacia do Ribeirão Petrópolis com os mesmos nutrientes encontradas no solo, para três formas de uso da terra.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 BACIA HIDROGRÁFICA

A bacia hidrográfica é uma área definida topograficamente, de modo que suas bordas externas dividem as precipitações de um lado e de outro, cujo fluxo de água é drenado na saída da bacia (exutório), por um único tributário (HUGGINS, 1979). Por convenção, o rio de primeira ordem de uma bacia é a linha mais extensa, fisicamente, de fluxo de água que liga a nascente ao exutório. Os de segunda ordem são aqueles que conduzem a água diretamente ao de primeira ordem, os de terceira ordem a conduzem ao de segunda, e assim por diante, denominados de afluentes (CRUZ; TAVARES, 2009). Assim, a bacia hidrográfica é considerada um ente sistêmico, onde se realizam os balanços de entrada de água proveniente da chuva e escoamento superficial e por baixo da superfície, e de saída composta pela evapotranspiração e pelo escoamento superficial e por baixo da superfície, isso permite que sejam delineadas bacias e sub bacias, cuja interconexão se dá pelos sistemas hídricos (PORTO; PORTO, 2008).

A bacia hidrográfica apresenta características bem definidas e, por isso, constitui unidade que permite a integração multidisciplinar de diferentes tipos de planejamento e gestão, de estudos e atividades ambientais, constituindo um ambiente descentralizado de conservação e proteção ambiental (NASCIMENTO; VILLAÇA, 2008).

Sobre o território definido como bacia hidrográfica, Porto e Porto (2008) apresenta como sendo a área na qual se desenvolvem as atividades humanas, animais e vegetais, de maneira completa. Todas as áreas urbanas, industriais, agrícolas ou de preservação fazem parte de alguma bacia hidrográfica. Pode-se dizer, por isso, que na saída da bacia (exutório) estão representados todos os processos que ocorrem dentro da área de domínio da mesma.

Dessa forma, a bacia hidrográfica é um ecossistema adequado para avaliação dos impactos causados pela atividade antrópica que podem acarretar riscos ao equilíbrio e à manutenção da quantidade e a qualidade da água, uma vez que esses impactos são relacionados com o uso da terra e com o manejo do solo dentro da bacia (FERNANDES; SILVA, 1994; BARUQUI; FERNANDES, 1985).

2.2 FONTES NATURAIS DE POLUIÇÃO POR NUTRIENTES

As fontes naturais de poluição por nutrientes são resultantes dos processos de deposição atmosférica e de denudação física e química do solo (PAULA et al., 2009), os quais, normalmente, não causam impacto ambiental de grande amplitude, a não ser que sejam intensificados pela atividade antrópica (MOTA, 1988). Isto se deve ao fato de que as fontes naturais de emissão são de uma a duas ordens de amplitude menores do que os de fontes antrópicas (LACERDA et al., 2006).

2.2.1 Deposição atmosférica

A deposição atmosférica compõe um dos principais mecanismos de ciclagem e remanejamento das várias substâncias químicas sobre a superfície da Terra (ALVIM, 2016). A deposição atmosférica ocorre a partir das formas úmida e seca. A forma úmida abrange as ações de retirada de partículas e gases da atmosfera por meio da chuva, neblina ou neve. A seca se refere a todas as ações de transferência de partículas e gases para todos os tipos de superfície (plantas, solos, rochas, água e outros materiais) na falta de chuva (SEHMEL, 1980; PRYOR; BARTHELMIE, 2000; WESELY; HICKS, 2000).

A deposição atmosférica de nutrientes é componente integrante dos ciclos biogeoquímicos destas substâncias. As mudanças resultantes da ação do homem acrescem os envios de materiais para a atmosfera, e conseqüentemente a taxa de deposição, com efeitos complexos para o ambiente. O fornecimento de determinadas espécies de nutrientes via atmosfera, em excesso, pode colaborar na alteração da acidez do solo, na diminuição da biodiversidade e na eutrofização de corpos hídricos (PAULA FILHO, 2014).

Muito se tem pesquisado sobre a origem da deposição atmosférica e suas relações com os ciclos biogeoquímicos, mas essas verificações tornam-se extremamente difíceis com a proximidade de fontes antropogênicas. Por isso muitas dessas pesquisas são feitas em regiões afastadas de meios urbanos, de modo que se possa averiguar, com razoável confiança, devido à distância da influência das atividades humanas (GALLOWAY; KEENE; LIKENS, 1996).

2.2.2 Denudação física e química do solo

A denudação é definida como a perda de material de uma superfície. No caso do solo, a denudação é a perda de material de sua superfície, podendo ser material físico, químico ou

biológico. De acordo com Ritter, Kochel e Miller (2002) a denudação refere-se a todo material removido da superfície de uma bacia hidrográfica. Mais apropriadamente, é a perda de porções que ocorre tanto na superfície quanto por baixo da superfície de uma bacia hidrográfica ou de uma paisagem regional, constituindo um conjunto de processos (LEEDER, 1991), em função de intemperismo físico e químico da rocha. Pode-se distinguir em denudação física e denudação química, dependendo da natureza dos processos envolvidos, e a soma resultará na denudação total (CARSON; KIRKBY, 1972). Erosão, no entanto, é à desagregação, transporte e deposição de sedimentos ocasionada por processos físicos decorrentes da ação de agentes erosivos.

O grau de denudação pouco mostra sobre processo erosivo que apenas remaneja sedimentos dentro da bacia. Normalmente, esse processo não é calculado na escala temporal, porém atua como apontador de que algum local da bacia está possivelmente em processo de maior sedimentação do que de erosão. Entretanto, argumentos sobre a denudação também admitem que os sedimentos provem em porções iguais de todas as sub-bacias, resultando numa retirada da superfície da bacia de maneira igual de toda a área (SUMMERFIELD, 1991; RITTER; KOCHER; MILLER, 2002). Isso resultaria numa somatória de longo-termo de todos os processos erosivos que acarretam o rebaixamento da superfície. Em última análise, a denudação é a responsável pelo arrasamento dos sedimentos e, com isso, pela modificação das formas de relevo da superfície terrestre, sendo a água o seu principal agente.

A rapidez da denudação tende a ser maior nas áreas de topografia mais acidentada, porém sujeita a outros fatores, como a vegetação, o clima, a resistência das rochas à erosão e atividades antrópicas (INPE, 2001)

2.3 FONTES ANTRÓPICAS DE POLUIÇÃO POR NUTRIENTES

As fontes antrópicas de poluição por nutrientes estão fundamentadas no uso antrópico de recursos naturais e no envio dos resíduos produzidos para o ambiente, tornando-se, portanto, fontes de nutrientes adicionais em relação às fontes naturais oriundas da deposição atmosférica e da denudação física e química (MOLISANI, 2013).

Existem basicamente duas formas pelas quais os poluentes podem atingir um corpo hídrico: movimento por poluição pontual e movimento por poluição difusa (SPERLING, 1995). Na poluição pontual, os poluentes alcançam o corpo hídrico de forma concentrada no espaço, vindos de locais bem definidos e identificados, normalmente em regime de contínua produção (LIMA, 2016). Na poluição difusa, os poluentes provêm de fontes espalhadas na área da bacia hidrográfica, não se podendo diferenciar os locais de origem e de descarga; em geral provêm

de vasta área, como é o caso, por exemplo, das enxurradas decorrentes de chuvas precipitadas em áreas urbanas e áreas agrícolas, indistintamente, onde uma grande quantidade de poluentes é carregada para os cursos hídricos; esses poluentes vêm de várias origens e apresentam diversas formas de ocorrência, oriundos do solo, da atmosfera e das águas subterrâneas e, por isso, são difíceis de serem identificados e quantificados, apresentando aportes relevantes em períodos chuvosos (NOVOTNY; OLEM, 1993; TOMAZ, 2006; MILLER, 2007).

2.3.1 Efluentes domésticos e industriais

A poluição ocasionada por efluentes domésticos e industriais é considerada uma forma de poluição pontual que incide diretamente nos cursos d'água onde são lançados (IPT, 2000). Em geral, os efluentes domésticos originam-se de residências e de pontos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações sanitárias, cozinhas, lavanderias, ou qualquer outro ambiente/equipamento que utilize água para fins domésticos. Compõem-se, essencialmente, da água do banho, urina, fezes, restos de alimentos, sabão, papel, detergentes, água de lavagem (BRAGA et al., 2005).

As cargas poluidoras de origem industrial também são consideradas fontes de poluição direta de efluentes líquidos nos rios e córregos, com ou sem tratamento prévio (IPT, 2000). Os efluentes industriais, variados, originam-se da água residual de qualquer uso com finalidade industrial e apresenta características distintas em função do processo industrial utilizado (SPERLING, 1995).

A concentração de nutrientes na água a partir desse tipo de fonte é diretamente proporcional à população e a taxa de retorno da água que é usada pelos habitantes da bacia, quando não há estações de tratamento (SMITH; ALEXANDER; WOLMAN, 1997).

A emissão de detergentes fosfatados e efluentes domésticos e industriais em cursos hídricos causa perturbações que afetam alguns processos do ciclo biogeoquímico e, portanto causa instabilidade do estado trófico. Isso faz com que exista aumento de nutrientes (sobretudo fósforo, nitrogênio e carbono) na água, ocasionando, em poucos anos, a eutrofização (PEREIRA, 2004).

2.3.2 Resíduos sólidos

Os resíduos sólidos, normalmente conhecidos como “lixo”, são constituídos de vários tipos de materiais, heterogêneos (inertes, minerais e orgânicos) oriundos das ações do homem

e da natureza (BRASIL, 2004), os quais precisam ser adequadamente acondicionados e tratados, já que são considerados inaproveitáveis por quem os rejeita (COUTO, 2012).

Os resíduos sólidos domésticos são formados essencialmente por sobras de alimento, papel, vidro, madeira, metal, plástico e outros resíduos descartados dos lares (REUNIÃO ANUAL SBPC, 2013). Os resíduos sólidos industriais, por outro lado, são constituídos de materiais em estado sólido e semi-sólido originados de atividade industrial. Esses resíduos abrangem também lodos oriundos das instalações de tratamento de águas residuais, além daqueles oriundos de equipamentos de controle de poluição e de alguns líquidos que não são eliminados pela sua emissão na rede pública de esgotos ou corpos hídricos. Esses resíduos podem, eventualmente, necessitarem de soluções economicamente dispendiosas, em face de tecnologias mais avançadas disponíveis (ABNT, 2004).

Da mesma forma que os efluentes domésticos, os resíduos sólidos são relacionados à urbanização em determinada bacia hidrográfica e às características da referida bacia que em geral são modificadas em função de fatores sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos; ou seja, dependem dos mesmos aspectos que distinguem as comunidades entre si e as próprias cidades (FIRMEZA, 2005).

A forma de disposição de resíduos sólidos na natureza pode se constituir numa fonte potencial de poluição das águas superficiais, podendo acontecer de forma direta devido à deposição de resíduos em cabeceiras ou vales de drenagens, ou ainda pelo despejamento de efluentes provenientes da deterioração dos resíduos e percolação de águas pluviais (chorume) (IPT, 2000). Assim, a elevada concentração orgânica e a variada composição do chorume podem prejudicar a condição da água, seja através de deflúvios para os corpos de água superficiais, ou através de infiltração para os lençóis subterrâneos (SCHALCH, 1984).

2.3.3 Escoamento superficial em áreas urbanas

A contaminação das águas decorrente do escoamento superficial em zonas urbanas é de origem difusa, visto que decorre de ações das pessoas que depositam contaminantes de maneira esparsa, na área de abrangência da bacia hidrográfica. A magnitude do efeito decorrente desse escoamento depende de aspectos relacionados às condições do corpo hídrico antes do lançamento, da eficiência assimilativa da água, do volume e distribuição das precipitações, do uso da terra e do manejo do solo da bacia, e do tipo e concentração de contaminante presente no escoamento (CARDOSO et al., 2003).

Além da deposição atmosférica, conforme mencionado anteriormente, a concentração de resíduos orgânicos nas vias, como excrementos de animais, restos de frutas, folhas secas, grama cortada e lixo deixado por descuido da coleta, são originadores de nutrientes. Essas fontes concentram-se nas guias e sarjetas sendo seu volume dependente da densidade de ocupação das áreas, da movimentação de pessoas e de veículos e, especialmente, do modo das pessoas procederem (CARDOSO et al., 2003).

A impermeabilização do solo e o tipo de sistema de drenagem, entre outros fatores, definem a grandeza do escoamento superficial urbano. As concentrações de contaminantes normalmente aumentam em função do acréscimo da porcentagem de áreas impermeabilizadas (OISHI, 1996).

Segundo Tucci (1995), muitas vezes a característica das águas pluviais é parecida a dos efluentes de sistemas de tratamento secundário de esgotos. Contudo, Ahlman (2006) afirma que as concentrações de nutrientes encontradas no escoamento urbano são geralmente baixas, quando confrontadas com outras fontes presentes no ambiente.

2.3.4 Escoamento superficial em áreas agrícolas

A erosão hídrica é uma das principais formas de desgaste dos solos agrícolas no Brasil (DECHEN et al., 2015), acarreta perdas de nutrientes (BERTOL et al., 2003) e polui águas em mananciais de superfície, entre outros ambientes (BERTOL et al., 2011). A poluição dos mananciais, nesta situação, é gerada pela água da chuva perdida na forma de escoamento superficial, a qual conduz nutrientes adsorvidos aos sedimentos ou solubilizados na água, quase sempre em grandes concentrações em ambas situações (SCHICK, 1999; FAVARETTO, 2002; GUADAGNIN, 2003; GUADAGNIN et al., 2005).

As perdas de nutrientes e carbono são influenciadas por aspectos como sistema de manejo e cultivo do solo, proteção vegetal, dosagem e modo de aplicação dos fertilizantes e corretivos no solo, quantidade e a intensidade do escoamento superficial e a topografia, pois influenciam a quantidade dos poluentes na água e nos sedimentos e afetam a perda total de água e de sedimentos perdidos por erosão (BARBOSA, 2008).

Uma das formas de diminuir as perdas de nutrientes na agricultura é a adoção de sistemas conservacionistas de manejo de solo. Quando se contrasta os sistemas conservacionistas com o sistema convencional, observa-se a efetividade dos primeiros, em reduzir o total de nutrientes perdidos por erosão hídrica (BERTOL et al., 2003).

A diminuição da erosão nos sistemas conservacionistas pode ser referida as ações conciliadas do acréscimo da proteção do solo com resíduos vegetais, e portanto na diminuição das perdas de solo e água, mesmo que, comumente, aumente as concentração dos nutrientes na água e nos sedimentos perdidos pela erosão hídrica em tais sistemas (MCDOWELL; MCGREGOR, 1980; SCHICK, 1999).

2.3.5 Escoamento superficial em áreas de pastagem

Do mesmo modo que a agricultura, a pecuária tem grande relevância na economia brasileira e conta com pesquisa e infraestrutura. A modificação de animais em autênticas indústrias de mercadorias e a procura interrupta da humanidade pelo ganho acima de qualquer preço vem exibindo seus impactos negativos no meio ambiente (DONADIO; BOGA, 2017).

Na pecuária extensiva, os principais impactos negativos com relação aos nutrientes estão relacionados com as fezes e urina expelidas pelos animais. Ainda que a adubação por essa matéria orgânica seja favorável para solo, o mesmo não se pode afirmar com relação aos recursos hídricos que podem ser poluídos pelo excesso deste material, especialmente quando isso ocorre em regiões com grandes taxas de evaporação e com poucas chances de renovação hídrica (DIAS et al., 1999).

Além disto, o manejo dos campos a base de fogo, uma prática cultural normalmente utilizada na pecuária extensiva no sul do Brasil com objetivo de facilitar o rebrote das pastagens, faz com que aumente a erosão hídrica pluvial devido a eliminação da cobertura vegetal com consequente transporte de nutrientes de plantas e de carbono orgânico, os quais poderão contaminar águas em mananciais de superfície, entre outros ambientes (BERTOL et al., 2011).

Para Dias (1999), uma solução é a conversão da produção animal de extensiva para confinada, podendo representar ganhos ambientais em termos da proteção de alguns ecossistemas. Entretanto, o acúmulo de excrementos nos currais pode gerar um problema ambiental caso não sejam adotadas medidas pertinentes, sendo capaz de contaminar águas superficiais e subterrâneas.

2.4 FÓSFORO (P) E POTÁSSIO (K) NO SOLO

De ponto de vista de composição, o solo apresenta uma fração inorgânica ou mineral, em geral predominante, e uma fração orgânica. A matéria orgânica do solo que compõe sua fração orgânica, pode ser definida como o material orgânico, vegetal ou animal que está ligado

aos argilominerais do solo. Já os minerais são elementos químicos que ocorrem de forma inorgânica e natural e tem sua estrutura interna ordenada, e são os componentes formadores das rochas sendo responsáveis pela estrutura sólida do Planeta Terra, chamada Crosta (NUNES; REZENDE, 2015).

O P encontra-se no solo sob as formas orgânica e inorgânica, tanto na fase sólida como na fase líquida (solução do solo). A quantidade total de P no solo é muito variável, dependendo principalmente do teor no material de origem do solo e da idade ou estágio de desenvolvimento do mesmo. Materiais com alto teor de P dão origem a solos com altos teores de P total e quanto mais intemperizado ou desenvolvido for o solo, maior a tendência do solo apresentar baixas quantidades totais de P. Na maioria dos solos, o P total varia entre 0,03 e 0,34%, sendo que na sua quase totalidade está na forma sólida, constituindo compostos P orgânico e P inorgânico. O P orgânico representa aproximadamente a metade do P total, podendo essa quantidade variar entre 4% para solos com muito baixo teor de matéria orgânica e 90% para solos orgânicos, sendo originário dos restos de tecidos vegetais e animais incorporados ao solo. O P inorgânico representa aproximadamente 50% do P total da maioria dos solos, podendo variar de 10 a 96% do P total, sendo quase todo constituído por compostos que tem íons fosfato ligados aos cátions Fe, Al e Ca. Já a concentração de P na solução do solo é, na maior parte dos casos, menor que $0,1 \text{ mg dm}^{-3}$ (VAN RAIJ, 1991; BISSANI et al., 2008).

O K ocorre no solo em duas formas: como componente da fase sólida e como íon K^+ na fase líquida (solução do solo). O K na fase sólida faz parte da estrutura de minerais primários (feldspatos e micas) e de minerais secundários (ílita, argilominerais interestratificados, vermiculita) ou adsorvido na superfície de argilominerais e de compostos orgânicos. Para cada etapa de transformação ou dissolução/neoformação há liberação de K no solo. Assim, através do intemperismo de feldspatos potássicos o K é liberado para solução do solo e do intemperismo da mica surgem outros minerais no solo, como a ílita, a vermiculita, a esmectita e a caulinita (argilominerais secundários), além de também ser liberado para solução do solo (BISSANI et al., 2008).

2.5 FÓSFORO (P), POTÁSSIO (K) E CARBONO (C) EM ÁGUAS SUPERFICIAIS

A composição química das águas naturais contém um grande número de vários compostos orgânicos além de substâncias e gases minerais dissolvidos. Os compostos orgânicos estão em estado dissolvido, suspensos e particulados, formados principalmente de carbono,

oxigênio e hidrogênio (compreendendo 98,5% de sua massa) e também nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, cálcio e outros elementos (NIKANOROV; BRAZHMUKOVA, 2009).

O carbono (C) está presente na água na forma de compostos orgânicos e inorgânicos em estado dissolvido e particulado. Originalmente, o C presente na água e nos seres aquáticos é proveniente da atmosfera pela transferência de dióxido de carbono (CO_2) na interface ar-água. O carbono inorgânico dissolvido (CID) presente na água é retirado por seres fotossintetizantes, passando a fazer parte das suas moléculas-orgânicas fabricadas. O C presente na matéria orgânica passa a fazer parte do compartimento de carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico dissolvido (COD). Organismos decompositores são responsáveis por transformar o COP em COD, e este é, por fim, transformado em CID por uma nova ação bacteriana, processo denominado mineralização (FRAGOSO JÚNIOR; MARQUES; FERREIRA, 2009).

O P ocorre na água na forma de compostos inorgânicos e orgânicos em estado dissolvido e particulado. O P existente na matéria orgânica passa a fazer parte do compartimento de P orgânico particulado (POP) e P orgânico dissolvido (POD). Organismos decompositores são encarregados por transformar o POP em POD, e este é transformado em PO_4 por via da mineralização. Por meio da fotossíntese, os seres fotossintetizantes fixam o P existente no compartimento inorgânico dissolvido na água (PO_4) (FRAGOSO JÚNIOR; MARQUES; FERREIRA, 2009).

A disponibilidade de P inorgânico particulado (PIP) acontece por causa dos processos de adsorção e dessorção, os quais regem as conversões do P particulado para PO_4 e vice-versa. A adsorção sujeita-se a processos físicos (como dimensão das partículas inorgânicas) e das características químicas do material inorgânico presente na água (mineralogia, tipo e estado químico dos grupos funcionais); a dessorção é influenciada pelas condições geoquímicas do meio, como o pH e consumo por micro-organismos, entre outros (FRAGOSO JÚNIOR; MARQUES; FERREIRA, 2009). Em águas naturais, o P geralmente ocorre em baixas concentrações (centésimo e décimo de mg L^{-1}), devido à baixa solubilidade de seus compostos e ao consumo intensivo dos seres vivos aquáticos (NIKANOROV; BRAZHMUKOVA, 2009).

O K está contido em compostos com alta solubilidade, no entanto, ocorre em concentrações mais baixas em águas superficiais, pois tem fraca capacidade migratória. Isto é devido à sua participação ativa em processos biológicos, e absorção por plantas vivas e microrganismos (NIKANOROV; BRAZHMUKOVA, 2009).

O K na água dos rios provém predominantemente (cerca de 87%) do intemperismo de minerais de silicato. Os principais minerais são o feldspato de potássio, encontrado em rochas

sedimentares, metamórficas e ígneas. Dessa maneira, estima-se que cerca de 75% do K-silicato vem de rochas sedimentares e 25% de rochas ígneas e metamórficas. O K não é dissolvido e liberado tão rapidamente durante o intemperismo quanto a maioria dos outros cátions, porque os minerais primários que contendo K têm um tempo mais lento do que aqueles contendo Na, Ca e Mg, e, portanto, quantidades consideráveis de K permanecem no solo (BERNER; BERNER, 2012).

2.6 LEGISLAÇÃO SOBRE CONTAMINAÇÃO DE CORPOS DE ÁGUA SUPERFICIAIS

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução 357, de 17 de março de 2005, estabeleceu condições de qualidade para o enquadramento dos corpos hídricos em território nacional, de acordo com os seus usos preponderantes, e para a contaminação de água por meio do lançamento de efluentes (CALIJURI; CUNHA, 2013). Considerando apenas o uso da água para abastecimento humano, a classificação dos corpos de água deve atender aos requisitos a seguir. Classe especial: abastecimento para consumo humano, com desinfecção; classe 1: abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; classe 2: abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; classe 3: abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; e classe 4: não destinadas ao abastecimento para consumo humano.

A cada uma dessas classes corresponde uma determinada qualidade a ser mantida no corpo hídrico. Essa qualidade é expressa na forma de padrões através da referida resolução. Na tabela 1, estão apresentados os limites legais considerados para as variáveis de qualidade da água, relacionadas ao P, para corpos de água doce.

Tabela 1 - Padrões de qualidade para corpos d'água doce relacionados ao P, conforme resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.

Parâmetro	1	2	3	4
	----- mg L ⁻¹ -----			
Fósforo total (ambiente lântico)	0,02	0,03	0,05	-
Fósforo total (ambiente intermediário*)	0,025	0,050	0,075	-
Fósforo total (ambiente lótico **)	0,10	0,10	0,15	-

*com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico; **e tributários de ambientes intermediários

Fonte: CONAMA 357 (2005).

Os padrões de P estão ligados à prevenção da eutrofização. Como os corpos d'água lênticos (lagos e represas) são mais susceptíveis aos problemas de eutrofização, seus padrões de P são mais restritivos do que aqueles para ambientes lóticos (rios).

A resolução considera a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução das águas, em relação às classes estabelecidas no enquadramento, de forma a facilitar a fixação e controle de metas, visando atingir gradativamente os objetivos propostos (LINS, 2011).

3 HIPÓTESES

As hipóteses do trabalho são:

- a) a concentração de nutrientes na água superficial do Ribeirão Petrópolis e no solo às suas margens é menor na floresta do que na área urbana, pois os nutrientes na floresta decorrem unicamente de lavagem da parte aérea das plantas, decomposição de matéria orgânica e os nutrientes antrópicos lançados no curso hídrico a jusante do local amostrado são depurados;
- b) as maiores concentrações de nutrientes na água do rio e no solo às suas margens encontram-se na área urbana jusante a floresta, devido aporte de nutrientes de fontes antrópicas;
- c) os teores de nutrientes na água do rio e no solo às suas margens aumentam conforme se aproxima do exutório da bacia hidrográfica, devido aumento de aporte de nutrientes advindo das atividades humanas na parte mais baixa da bacia;
- d) a concentração de nutrientes na água do rio e no solo às suas margens diferencia de acordo com o uso da terra e não diferencia ao longo do tempo de 10 meses.

4 OBJETIVOS

4.1 GERAL

Quantificar a concentração de nutrientes presentes na água superficial do Ribeirão Petrópolis e no solo às suas margens, numa bacia hidrográfica próxima a cidade de Lages (SC), em diferentes momentos durante 10 meses.

4.2 ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos do trabalho são:

- a) determinar a concentração de fósforo, potássio e carbono na água e fósforo, potássio e matéria orgânica presente no solo em diferentes momentos durante o período de estudo e em diferentes usos da terra;
- b) relacionar a concentração o fósforo, potássio e matéria orgânica presentes no solo com a concentração de fósforo, potássio e carbono na água para cada local e época amostrada.

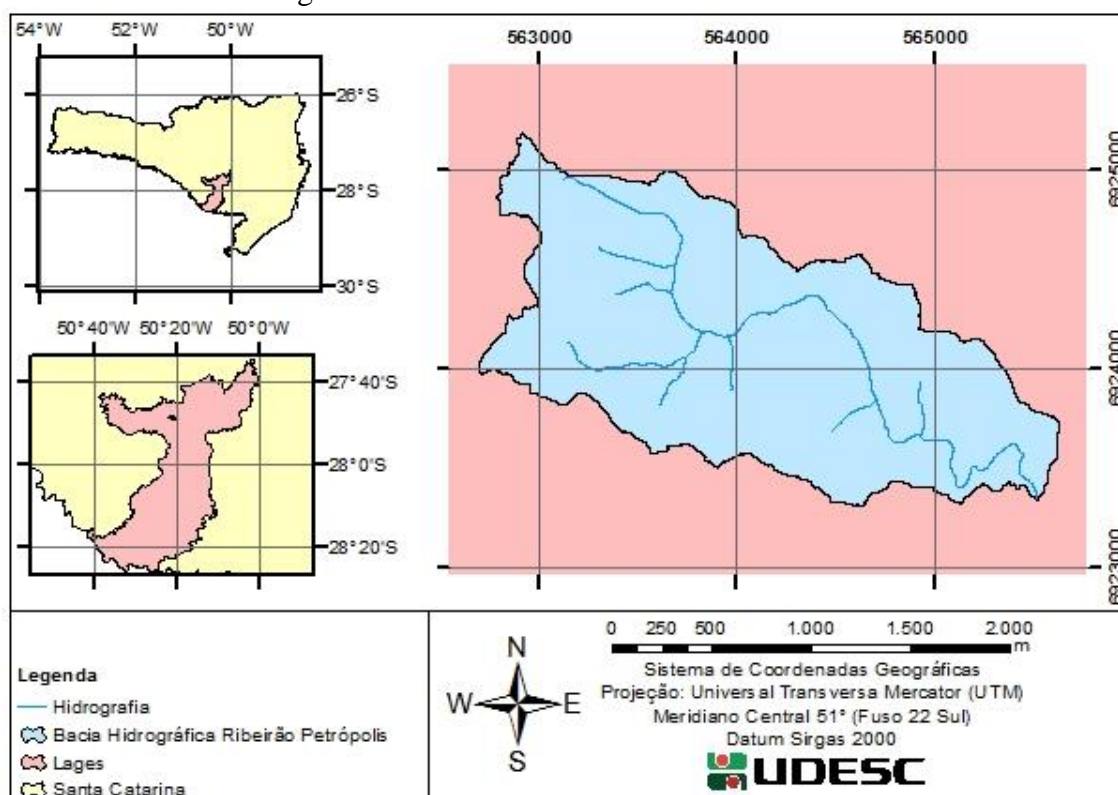
5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, situada no município de Lages, no estado de Santa Catarina. A bacia está localizada entre as coordenadas 27°47'47,24" e 27°48'46,77" de latitude sul e 50°20'01,49" e 50°21'48,47" de longitude oeste (Figura 1). A altitude média é de 950 metros, com as cotas mais elevadas, no bairro Boqueirão, a noroeste, alcançando valores superiores a 1.030 metros e as mais baixas a sudeste, nos bairros São Pedro e Beatriz, da ordem de 890 metros.

A área da bacia é de 2,86 km² e o perímetro de 12,26 km, cujo canal principal de drenagem da mesma, tem 4,16 km de comprimento, cujo deságue ocorre no Rio Carahá (subfluente do rio Canoas pela margem direita). A bacia estudada situa-se na Região Hidrográfica do Planalto de Lages (RH4), pertencente às bacias do Canoas e Pelotas.

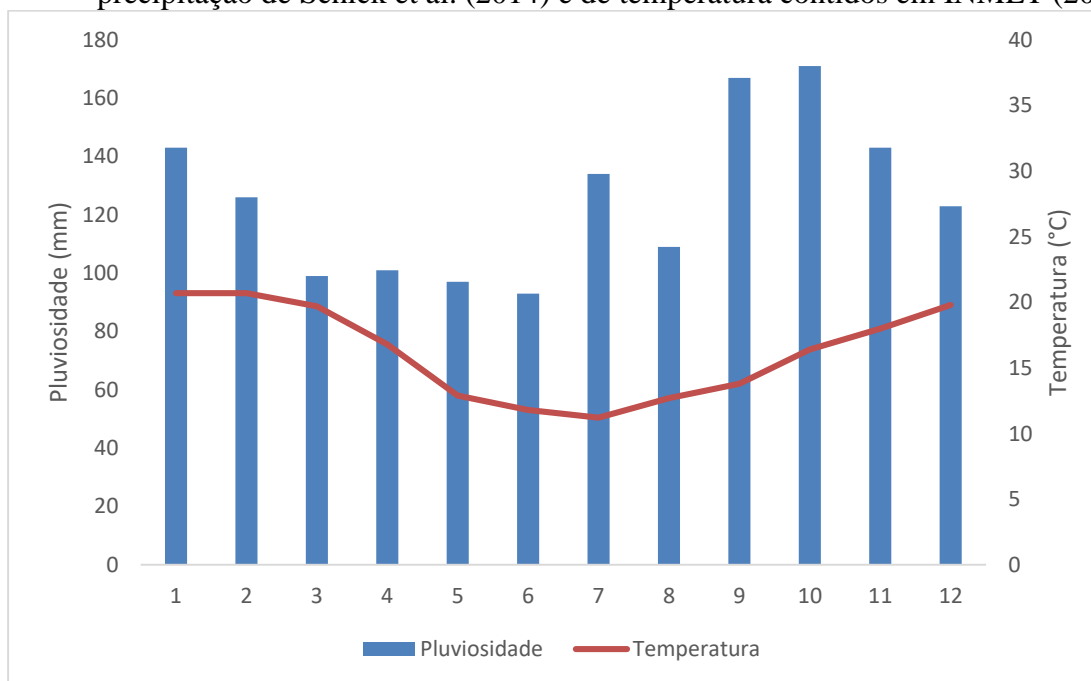
Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, em Lages, Santa Catarina, incluindo hidrografia.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O clima da cidade de Lages é classificado como Cfb (temperado, úmido, sem estação seca, com verão fresco), de acordo com a classificação Köppen, descrito em Alvares et al. (2014). Conforme INMET (2018), a temperatura média entre os anos de 2002 e 2012 foi de 16,2°C. Durante esse período, a temperatura média mensal variou 9,5°C, sendo janeiro o mês mais quente do ano com uma temperatura média de 20,7°C e julho o mês mais frio com temperatura média de 11,2°C. Segundo Schick et al. (2014), para o mesmo intervalo de tempo, a cidade de Lages apresentou pluviosidade anual de 1.505mm. As precipitações médias mensais variaram 78mm, sendo outubro o mês de maior precipitação com 171mm e o mês de junho o mais seco com 93 mm (Figura 2).

Figura 2 - Climograma do município de Lages para os anos de 2002 a 2012, com dados de precipitação de Schick et al. (2014) e de temperatura contidos em INMET (2018).

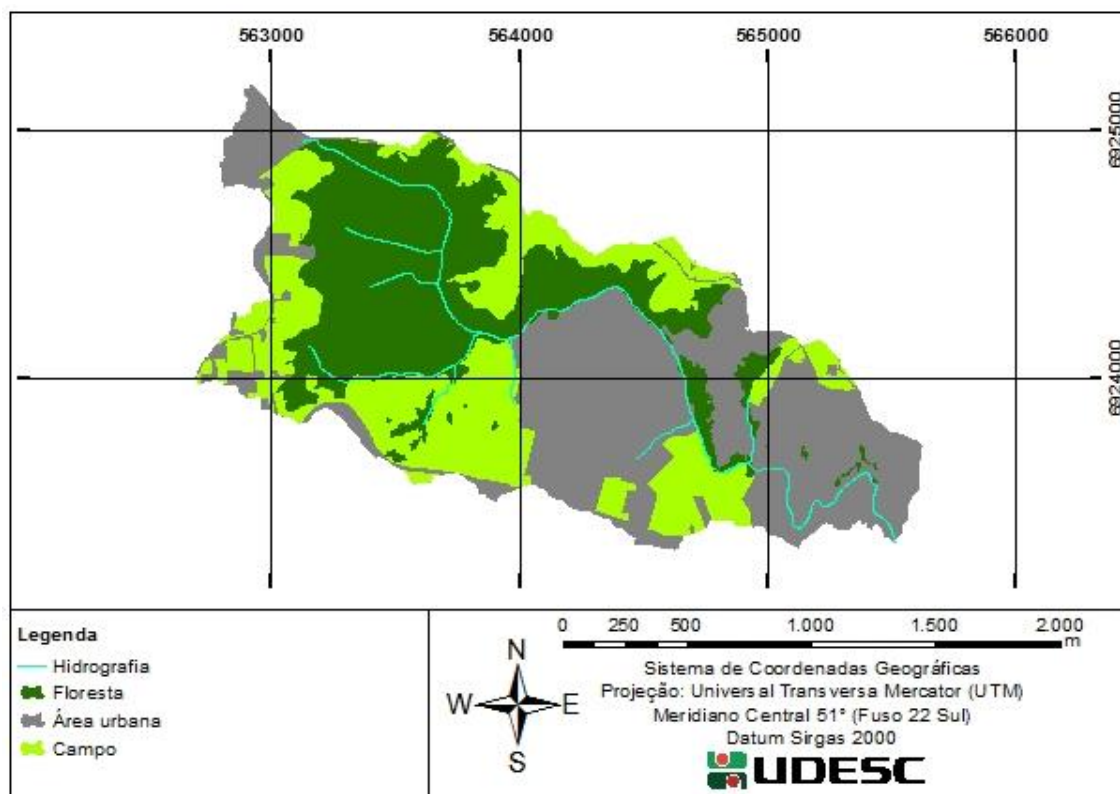


Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Segundo a classificação de uso e ocupação da terra realizada com auxílio do software ArcGIS 10.2.2, observou-se certo equilíbrio entre as classes de uso floresta, campo e urbana (Figura 3), com área semelhante entre si. A floresta, do tipo ombrófila mista, ocupa 31,1% da área da bacia, com maior concentração na parte superior (mais alta), de forma relativamente preservada. Já a área de campo representa 28,3% do território, sem representatividade no terço inferior (cotas mais baixas do terreno) e apresentando em alguns locais aspecto alterado. Por fim, a área urbana, com 40,6% de ocupação, apresenta sua maior concentração principalmente

no terço médio e inferior, onde, em sua maioria, apresenta grande densidade de edificações unifamiliares.

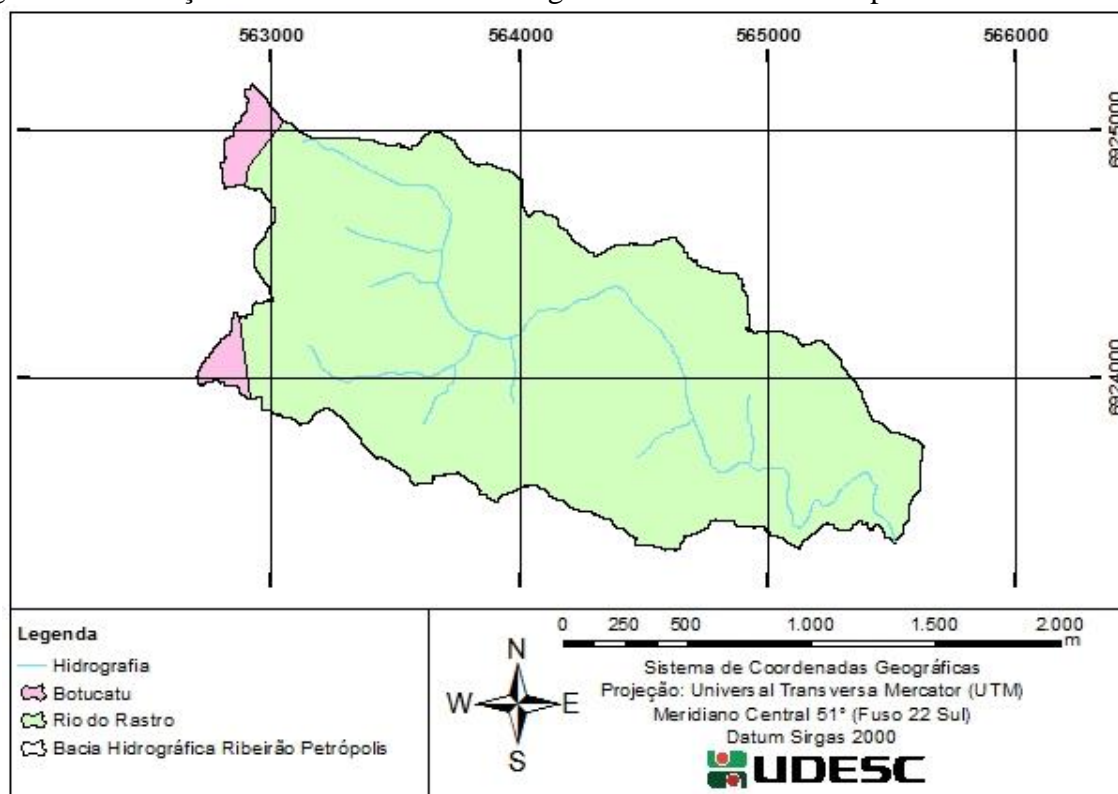
Figura 3 - Uso e ocupação da terra na área da bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, a partir modelo digital de terreno de um metro da Secretaria de Desenvolvimento Sustentável do estado de Santa Catarina.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis encontra-se inserida nas províncias geológicas atribuídas às eras Mesozoicas e Paleozoicas. A cobertura, sedimentar e vulcanosedimentar, é representada por 2,8% de formação Botucatu, unidade que sustenta relevo com domínio de colinas dissecadas e morros baixos, e por 97,2% de formação Rio do Rastro, unidade com relevo de planalto (Figura 4). O solo predominante na bacia é o Cambissolo Húmico, cuja textura é predominantemente arenosa (EMBRAPA, 2001; CPRM, 2016).

Figura 4 - Formações rochosas na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.

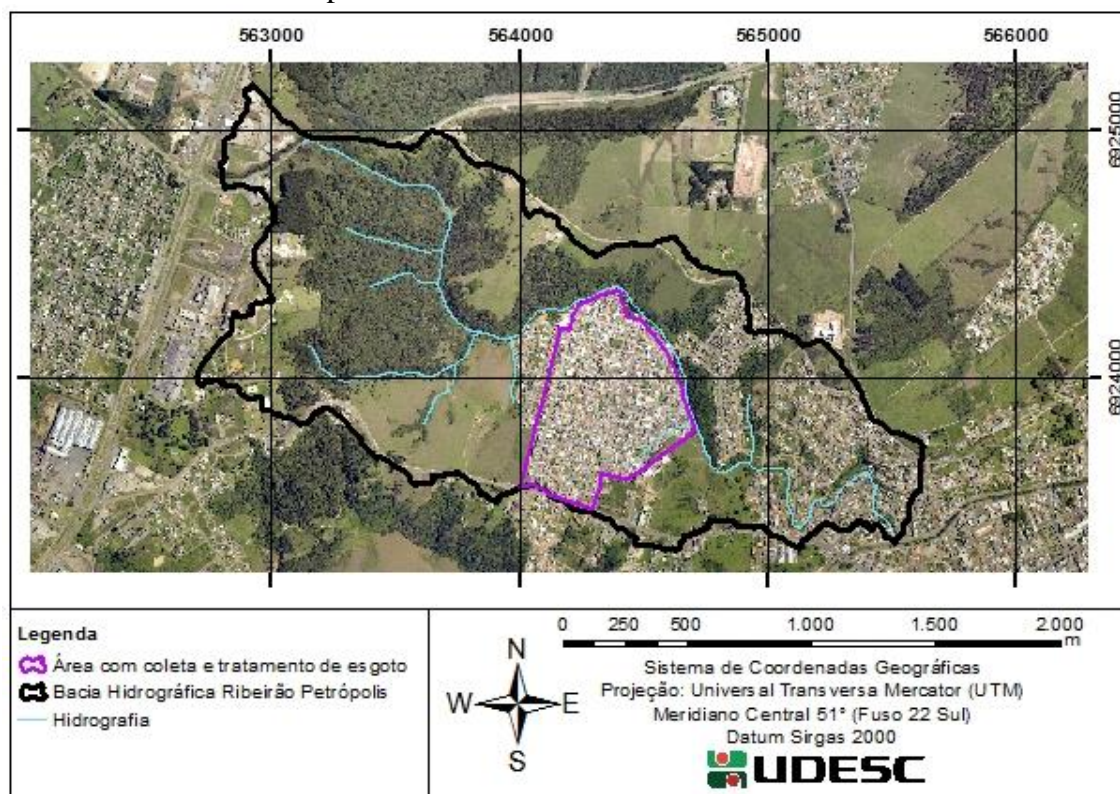


Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Segundo IBGE (2010), a população humana estimada na área da bacia, para o ano de 2018, é de 7.120 habitantes, concentrada nos bairros Boqueirão, Petrópolis, Gralha Azul, Beatriz e São Pedro, nas partes mais baixas da bacia. As edificações na sua grande maioria são unifamiliares (casas e casebres), a economia local em geral gira em torno de pequenos estabelecimentos comerciais. A maior parte dessa população se desloca para outras regiões da cidade por motivo de trabalho e estudo. Apesar de haver na parte superior da bacia uma área destinada a implantação de indústrias, nela é fraca a atividade industrial. Com relação ao destino do esgoto, apenas em parte do bairro Petrópolis é feita a coleta e tratamento (Figura 5), representando 12,6% da área da bacia ou 31,9% da área urbana. No entanto, suspeita-se que essa coleta não esteja sendo realizada adequadamente. Os resíduos sólidos gerados na área de estudo são coletados com uma frequência de três vezes por semana e são enviados para fora da bacia e depositados no aterro sanitário do município. A grande maioria do serviço de coleta seletiva de lixo é realizada por catadores autônomos. Além desses, a cooperativa COOPERLAGES, com apoio do poder público, faz esse tipo de trabalho com a frequência de uma vez por semana no bairro Petrópolis e Gralha Azul. Por fim, a prefeitura de Lages mantém serviço de varrição, capina e roçada em praças e vias públicas nos bairros, cuja realização

acontece com frequência de duas a três semanas para as praças e de três meses nas vias públicas com algum tipo de pavimentação.

Figura 5 - Vista da região onde é realizada coleta e tratamento de esgoto na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

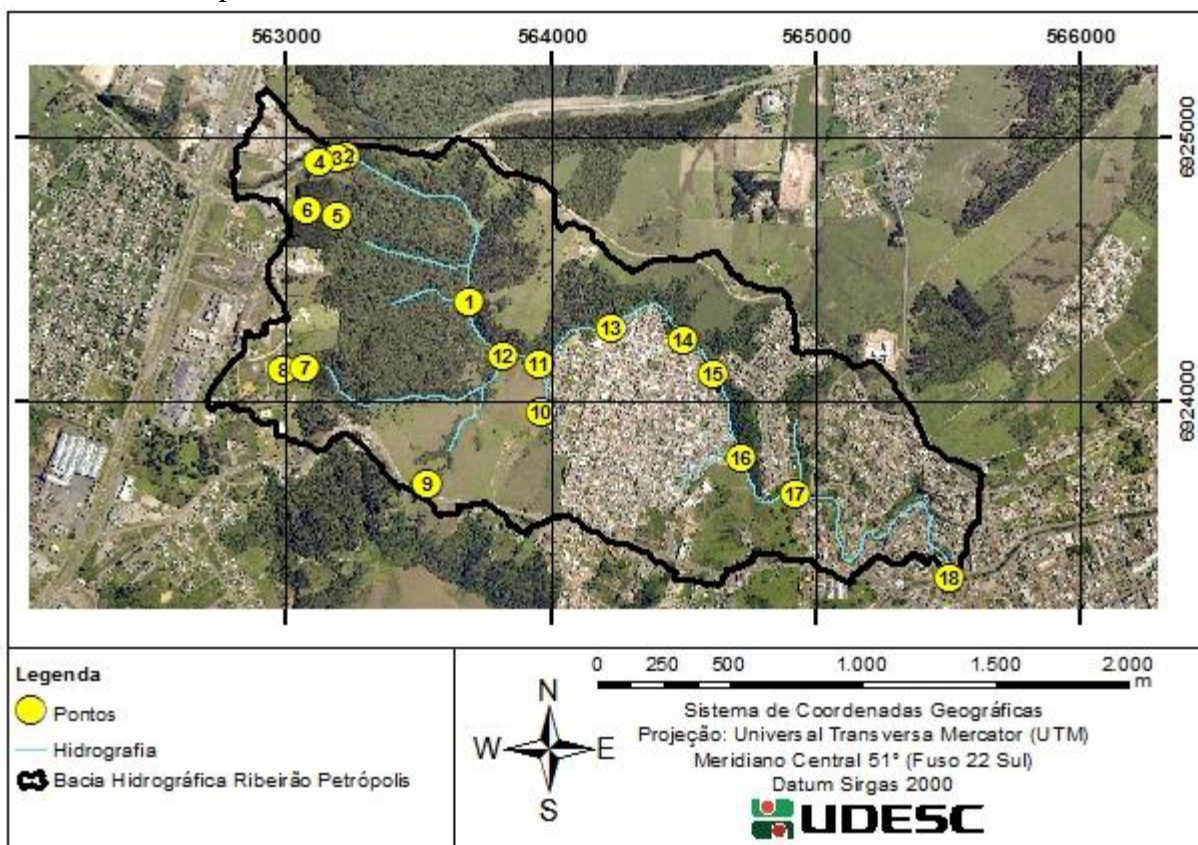
5.2 LOCAIS E ÉPOCAS DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA E SOLO

Foram selecionados 18 locais de amostragem de água no Ribeirão Petrópolis e seus afluentes e no solo às suas margens, levando em conta as diferentes partes da bacia hidrográfica, conforme se observa na Figura 6. Esses locais foram selecionados com auxílio de imagens de satélite e de modelo digital de terreno com intervalo de um metro, dados esses obtidos junto à Secretaria de Desenvolvimento Sustentável do Estado de Santa Catarina. Na seleção dos locais levou-se em conta ainda o fato de haver na bacia uma grande diversidade de uso da terra que compreende áreas de florestas, campos e urbanismo. Também, os locais amostrados foram selecionados conforme facilidade de acesso ao curso hídrico. Mesmo assim, alguns locais só foram amostrados graças ao auxílio dos bolsistas de iniciação científica do Laboratório de Uso e Conservação do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) do Centro de

Ciências Agroveterinárias (CAV), em especial do Luiz Antonio Biasiolo e do Leonardo Poleza Lemos.

Visando obter maior representatividade do efeito do uso e ocupação da terra sobre a qualidade da água e do solo na bacia estudada, foram amostrados sete locais na área de floresta, os quais estão localizados nos pontos 1, 2, 3, 4, 5, 7 e 12. Na área de campo não se constatou exploração agropecuária que justificasse um grande número de amostragens, por isso, apenas dois locais, pontos 6 e 9 foram amostrados. Na área urbana, foram amostrados oito locais a jusante da área de floresta, compreendendo os pontos 10, 11, 13, 14, 15, 16, 17 e 18, e um local a montante, ponto 8, objetivando verificar o possível impacto da antropização, tanto na água, quanto, no solo. Com isso, as amostras coletadas permitiram analisar a evolução desse impacto ao longo da bacia.

Figura 6 - Demonstração de localização dos pontos de amostragem na bacia do Ribeirão Petrópolis.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Amostragem da água foi realizada em agosto e dezembro de 2016, março e junho de 2017, perfazendo dez meses, em intervalos de aproximadamente dois meses e meio entre uma e outra amostragem. Essa estratégia de amostragem no tempo teve como objetivo verificar se

havia diferença de concentração dos nutrientes na água do Ribeirão Petrópolis e no solo entre as estações do ano. Essa abordagem fornece informações sobre a relação espacial entre o uso da terra e a qualidade da água em toda a bacia hidrográfica.

Já amostragem do solo foi realizada em agosto de 2016 e junho de 2017, perfazendo também dez meses. A amostragem em dois períodos foi feita prevendo que não há diferença significativa entre as estações do ano para as concentrações dos nutrientes do solo na bacia do Ribeirão Petrópolis.

5.3 AMOSTRAGEM, PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS E DETERMINAÇÃO DOS NUTRIENTES NA ÁGUA

Nos 18 locais da bacia (Figura 6) foram coletadas 22 amostras de água em cada data, totalizando 88 amostras no período. Em quatro locais (pontos 1, 11, 12 e 17) há confluências de cursos d'água e, por isso, em cada curso que se reúne com o principal foi realizada uma amostragem. As amostras foram recolhidas às margens dos cursos d'água, próximo da superfície da lâmina d'água, usando frascos de plástico de 200ml com rosca. Os frascos com a água foram armazenados em congelador. Posteriormente a água foi filtrada em papel com porosidade de 0,45µm e, em seguida, foi determinado a concentração do fósforo solúvel pelo método de Murphy e Riley (1962). A leitura do fósforo foi realizada em espectrofotômetro de absorção molecular na região visível em 882nm, e a do potássio em espectrofotômetro de emissão atômica em chamas. O carbono dissolvido foi determinado por combustão em forno a 800°C no aparelho TOC/TN Analytik Jena Multi N/C 2100.

5.4 AMOSTRAGEM, PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS E DETERMINAÇÃO DOS NUTRIENTES NO SOLO

Nos 18 locais da bacia (Figura 6) foram coletadas 18 amostras do solo em cada data, totalizando 36 amostras no período. As amostras de solo foram recolhidas nas margens dos cursos d'água, em camada superficial (0-3 cm), com objetivo verificar a concentração dos nutrientes na superfície. Devido a variabilidade natural do solo, cinco sub-amostras foram coletadas em cada ponto para constituir cada uma das amostras do referido ponto. As amostras foram secas ao ar, destorroadas com rolo metálico, peneiradas em malha de 2mm e acondicionadas em sacos plásticos transparentes e, em seguida, foram enviadas ao Laboratório de Análises Químicas do Solo da UDESC-CAV. O fósforo e o potássio foram extraídos pelos

métodos Mehlich-1 e a matéria orgânica pelo método da Solução sulfocrômica, descritos em TEDESCO et al. (1995). Para determinação do fósforo extraível e a matéria orgânica foi realizada a leitura em espectrofotometria de absorção molecular em 660nm e potássio extraível foi realizado por leitura em espectrofotômetro de emissão atômica em chamas.

5.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A estatística descritiva e a matriz de correlação dos parâmetros analisados foram realizadas com emprego do software EXCEL versão 2013. Neste trabalho, por se tratar de uma pesquisa no ambiente, onde não há repetição espacial de tratamentos e nem controle das incógnitas, não foi aplicado teste de médias para testar as possíveis diferenças entre os tratamentos.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme estatística descritiva (Tabela 2), análise da assimetria e curtose demonstrou que a matéria orgânica do solo apresentou uma distribuição assimétrica positiva fraca e uma curva leptocúrtica, significando que mesmo que haja uma aproximação entre valor médio e mediana, os valores se acham mais agrupados em torno da média.

Os demais parâmetros apresentaram uma distribuição assimétrica positiva forte, consequência de valores médios serem superiores aos valores mediano expressado pela influência de valores muitos maiores nesta variação e curva platicúrtica, significando que várias classes apresentam frequências quase iguais, ou seja, esses dados obtidos nessa pesquisa estão bem dispersos em relação à média. Trata-se, portanto, de um grupo heterogêneo.

Tabela 2 - Resultados da estatística descritiva do fósforo dissolvido na água, fósforo do solo, potássio dissolvido na água, potássio do solo, carbono dissolvido na água e matéria orgânica do solo, obtidos na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, em Lages SC.

	Fósforo dissolvido (mg/L)	Fósforo solo (mg/dm³)	Potássio dissolvido (mg/L)	Potássio solo (mg/dm³)	Carbono dissolvido (mg/L)	Matéria Orgânica (%)
Número de dados	88	36	88	36	88	36
Mínimo	0,01	0,5	1,20	56	3,45	1,2
Máximo	2,50	96,7	43,50	732	77,29	6,9
Média	0,43	24,16	10,28	174,92	19,23	3,8
Mediana	0,13	14,25	8,00	124,5	16,99	3,65
Desvio Padrão	0,54	25,35	6,63	135,66	12,36	1,32
Coefficiente de Variação (%)	124,54	104,91	64,45	77,56	64,28	34,63
Assimetria	1,65	1,63	2,02	2,42	1,86	0,48
Curtose	2,48	1,79	6,60	7,31	6,28	0,01

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Ao utilizar o desvio-padrão em torno da média, é possível afirmar que 75% a 86,4% das amostras estão no intervalo que encontraremos a concentração na maioria dos dados, sendo o fósforo dissolvido com maior concentração seguido pelo fósforo extraível do solo e potássio trocável no solo, potássio dissolvido na água, carbono dissolvido na água, matéria orgânica do solo. Os parâmetros apresentaram número expressivo de amostras com altos valores que estão acima do intervalo de concentração. Mesmo que haja parâmetros com amostras abaixo do

intervalo de concentração, o número de amostras é pequeno ou valores não expressivos, quando comparados com a situação oposta.

Conforme classificação da distribuição quanto a dispersão, todos os parâmetros analisados apresentaram coeficientes de variação maior que 30%, dessa maneira, caracterizando dispersão alta.

6.1. FÓSFORO DISSOLVIDO NA ÁGUA

A concentração de fósforo dissolvido na água (FDA) variou entre 0,01 e 2,50 mg L⁻¹, considerando os locais de coleta das amostras, as formas de uso da terra e os momentos de coleta, com os maiores valores tendendo a ocorrer nos locais onde o rio passa pela área urbana, portanto, antropizada (Tabela 3). Considerando as formas de uso da terra, o teor de FDA na área urbana da bacia foi 15,4 vezes maior do que aquele que passa pelo campo e 7 vezes maior do que aquele que passa pela floresta, na média dos locais e das épocas de coleta. Isso demonstra o elevado grau de contaminação das águas por P nos locais do rio em que a antropização é elevada, principalmente devido ao livre lançamento de efluentes domésticos diretamente no leito do corpo d'água. Isto é muito grave, considerando-se o fato de que o regime do corpo hídrico em questão é lótico, ou seja, água corrente. Essa diferença foi mais acentuada quando as amostras foram coletadas em junho de 2017 em relação às demais épocas, em especial comparando-se a área urbana com o campo, em que foi de 26 vezes. Assim, o clima, variável com a época do ano, também influenciou na concentração de PDA.

Ao longo da bacia, a concentração de FDA variou de 0,04 a 1,38 mg L⁻¹ na média das épocas de coleta, com os maiores valores ocorrendo no trecho dentro da área urbana, ou margeando a referida área (Tabela 3), indicando forte pressão antrópica sobre a qualidade da água da bacia. Assim, conforme pode ser observado na tabela 3, as cargas de FDA estão associadas a ocupação do solo. Os locais 2 e 7, por exemplo, apresentaram, em mais de uma coleta, valores acima de 0,15 mg L⁻¹, pelo fato de se situarem na borda da área de floresta, onde, a montante, ocorria aporte de efluentes de origem antrópica, o qual não foi devidamente filtrado pela vegetação da floresta. Já o fluxo dos locais 1 e 12 que estavam no interior da floresta apresentaram valor acima de 0,15mg L⁻¹ de FDA em apenas uma amostragem. Uma possível explicação para isso é que tenha ocorrido maior transporte de sedimentos em chuva imediatamente antes dessa amostragem nesses locais, acarretando o aumento na concentração de P na água. No trecho em que o rio passa pela área de campo todos os valores de FDA situaram-se abaixo de 0,10 mg L⁻¹, com média de 0,05 mg L⁻¹ no período de estudo.

Tabela 3 - Concentração de fósforo dissolvido na água do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.

Local	Uso e ocupação da terra	Fósforo dissolvido (mg L ⁻¹)				Média
		27/08/2016	03/12/2016	04/03/2017	24/06/2017	
1 – direita	Floresta	0,04	0,06	0,08	0,22	0,10
1 – esquerda	Floresta	0,11	0,05	0,04	0,06	0,07
2	Floresta	0,20	0,42	0,05	0,13	0,20
3	Floresta	0,04	0,12	0,10	0,12	0,10
4	Floresta	0,05	0,02	0,05	0,04	0,04
5	Floresta	0,06	0,08	0,07	0,06	0,07
6	Campo	0,06	0,10	0,02	0,02	0,05
7	Floresta	0,19	0,43	0,31	0,29	0,31
8	Urbana	0,97	0,04	0,11	0,19	0,33
9	Campo	0,01	0,05	0,08	0,08	0,06
10	Urbana	0,06	0,07	0,05	0,06	0,06
11 – direita	Urbana	0,48	0,05	0,25	0,65	0,36
11 - esquerda	Urbana	0,11	0,79	0,07	1,27	0,56
12 – direita	Floresta	0,08	0,20	0,11	0,08	0,12
12 - esquerda	Floresta	0,06	0,05	0,04	0,02	0,04
13	Urbana	0,19	0,14	0,35	0,76	0,36
14	Urbana	0,85	0,64	1,14	1,74	1,09
15	Urbana	0,84	0,55	0,90	2,06	1,09
16	Urbana	0,98	1,10	1,30	1,61	1,25
17 – direita	Urbana	0,94	0,92	1,16	2,50	1,38
17 - esquerda	Urbana	0,54	0,54	1,03	1,92	1,01
18	Urbana	0,74	0,88	0,76	1,42	0,95
Média	Floresta	0,09	0,16	0,09	0,11	0,11
Média	Campo	0,04	0,08	0,05	0,05	0,05
Média	Urbana	0,61	0,52	0,65	1,29	0,77
Média	Geral	0,35	0,33	0,37	0,70	0,43

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Na área urbana, apenas o local 10 apresentou valor considerado baixo de FDA (0,06 mg L⁻¹), na média das épocas de coleta, por se tratar de um ponto onde não há contribuição antrópica de fósforo a montante desse ponto. Nos demais locais, os valores foram altos, chegando a 2,50 mg L⁻¹, devido ao lançamento de efluentes sanitários diretamente no leito do corpo hídrico, provavelmente ligados ao sistema de drenagem pluvial. Apesar de haver redes de esgoto no bairro Petrópolis, a falta de fiscalização e exigência da companhia de saneamento da cidade fez com que houvesse esse tipo de ligação clandestina. No local 16, possivelmente houve vazamento da rede esgoto, permitindo o deságue diretamente no Ribeirão Petrópolis, apontando mais um indício do mau funcionamento do sistema de coleta e tratamento de efluentes nesse bairro, conforme se pode visualizar na figura 7.

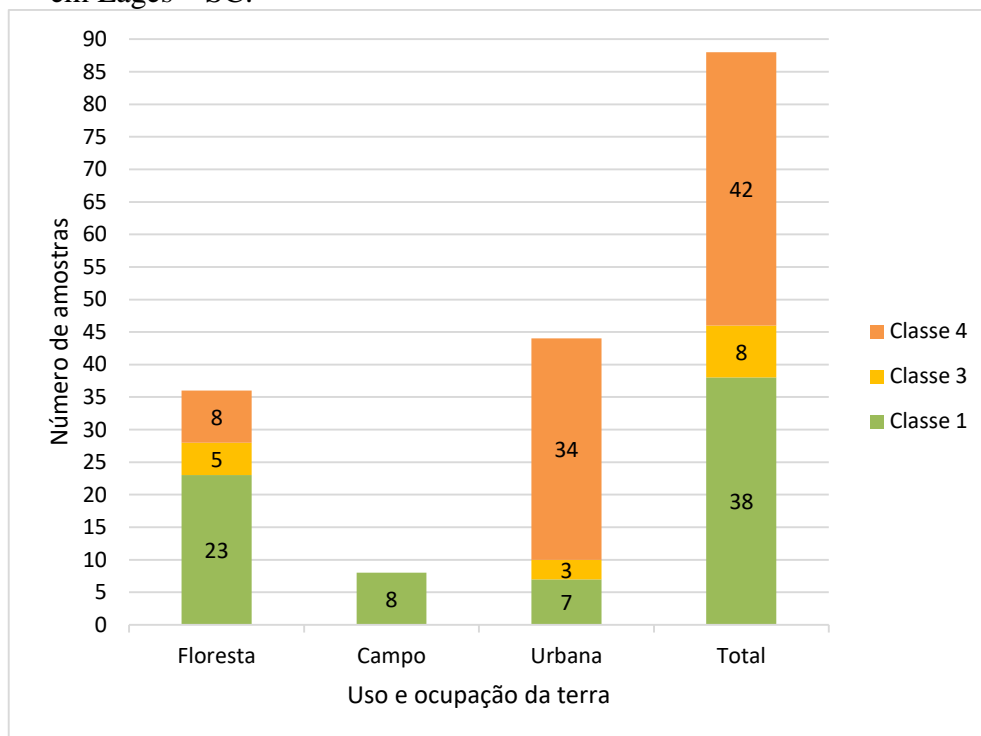
Figura 7 - Local 16 em área urbana, com visível vazamento na rede pública de coleta de esgoto.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Segundo a resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), das 88 amostras realizadas na bacia do Ribeirão Petrópolis, 43,2% delas apresentaram FDA que permite enquadrar essa situação na classe 1, enquanto apenas 9,1% das mesmas estão na classe 3 e 47,7% na classe 4. Na área da floresta, 63,9% das amostras se enquadram na classe 1, 13,9% na classe 3 e 22,2% estão na classe 4. No campo, todos os locais amostrados se enquadram na classe 1. Na área urbana, 15,9% estão enquadradas na classe 1, enquanto 6,8% se estão na classe 3 e 77,3% na classe 4. O gráfico da figura 8 demonstra o enquadramento do uso e ocupação da terra conforme resolução acima citada.

Figura 8 - Gráfico com o número de amostras de água com concentração de fósforo nela dissolvido, de acordo com a classificação da resolução CONAMA 357/2015, nas três formas de uso da terra estudadas na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Foi possível verificar que as concentrações de P foram maiores na parte urbana do que nas demais formas de uso da terra (Tabela 3). Outros autores também constataram, como no caso da bacia do Rio Tietê em São Paulo, que o impacto da antropização em área urbana concorreu para aumentar a concentração de P, tornando-a expressivamente elevada comparativamente à atividade agrícola (QUEVEDO; PAGANINI, 2011). Segundo os autores, a inquestionável presença de detergentes no esgoto doméstico, em magnitude elevada, contribuiu para a configuração desse cenário. Em outro trabalho, Alvim (2016) também constatou maiores concentrações de P no trecho da área urbana do Rio Piracicaba em São Paulo; valores intermediários foram constatados no trecho das áreas agrícolas e, os menores, no trecho de cabeceira do mesmo rio, onde a cobertura do solo ainda era de floresta nativa. Segundo este autor, o impacto da antropização estava relacionado, principalmente, à precária infraestrutura de coleta e tratamento de esgotos domésticos nos municípios pertencentes à bacia hidrográfica do referido rio e, com menos importância, às atividades agrícolas.

Os dados estatísticos mostram claramente uma alta variabilidade das concentrações de P, denotado pelo elevado coeficiente de variação entre os dados (125%), reflexo de um alto

desvio padrão dos valores em relação à média. Oliveira (2015), ao analisar concentrações de P, na água do Rio Ponte Grande, em Lages, Santa Catarina, constatou também uma alta variabilidade (CV de 132%) nos dados aí verificados.

6.2. FÓSFORO NO SOLO

A concentração de fósforo extraível do solo (FES) variou entre 0,5 mg dm⁻³ e 96,7 mg dm⁻³ (Tabela 4), considerando as formas de ocupação da terra e as épocas de coleta das amostras de solo, com os menores valores nas áreas onde corpo hídrico passa pela floresta. Na área ocupada pela urbanização, a concentração foi 3,6 vezes maior do que na área ocupada por floresta e 2,2 vezes maior do que naquela ocupada por campo nativo, na média dos locais de coleta e das épocas de amostragem do solo, demonstrando que a antropização urbana influenciou os teores de P também no solo às margens do ribeirão.

Na maior parte dos locais do solo amostrados dentro da área urbanizada (13 a 18, Tabela 4), a concentração de FES foi expressivamente maior do que em três locais (8, 10 e 11) amostrados a montante da bacia do Ribeirão Petrópolis. Naqueles seis locais a concentração média de FES foi de 51,0 mg dm⁻³, enquanto, nos três outros a média foi de 7,9 mg dm⁻³, significando uma diferença de 6,5 vezes. Nestes três locais amostrados a concentração foi semelhante à da área de floresta, pois, nestes três locais provavelmente não ocorreram inundações e, com isso, não houve deposição de sedimentos enriquecidos com P, como provavelmente ocorreu nos outros seis locais do trecho do ribeirão estudado.

No caso dos seis locais urbanos mais antropizados (13 a 18, Tabela 4), provavelmente o FES teve origem de detergentes presentes no efluente doméstico lançado diretamente na calha do ribeirão, os quais foram progressivamente sendo depositados às margens do curso hídrico por ocasião de cheias que ocorreram ao longo do tempo. Nos outros três locais antropizados (8, 10 e 11), o FES presente no solo provavelmente foi oriundo das áreas de floresta e campo nativo próximas desses locais, devido ao alto teor de matéria orgânica nessas áreas. Segundo Machado (2012), o P está presente no solo em sua maior parte (67 a 71%) na forma orgânica, e decomposição de resíduos orgânicos com consequente mineralização da matéria orgânica pode liberar o elemento ao solo. Kemerich et al. (2012), por sua vez, encontraram valores médios de 2,3 mg dm⁻³ de FES dentro da área urbana na bacia do Rio Vacacaí-Mirim, valores estes considerados baixos pelos autores.

Tabela 4 - Concentração de fósforo extraível na camada de 0-3 cm do solo às margens do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.

Local	Uso e ocupação da terra	Fósforo no solo (mg dm ⁻³)		Média
		27/08/2016	24/06/2017	
1	Floresta	14,0	8,4	11,2
2	Floresta	16,6	14,5	15,6
3	Floresta	14,7	4,4	9,6
4	Floresta	2,3	0,5	1,4
5	Floresta	9,9	7,8	8,9
6	Campo	29,1	18,0	23,6
7	Floresta	14,0	19,7	16,9
8	Urbana	5,8	5,2	5,5
9	Campo	8,9	10,3	9,6
10	Urbana	3,0	5,7	4,4
11	Urbana	8,6	19,1	13,9
12	Floresta	12,5	5,3	8,9
13	Urbana	12,1	96,7	54,4
14	Urbana	88,4	79,7	84,1
15	Urbana	23,1	63,6	43,4
16	Urbana	54,3	62,8	58,6
17	Urbana	35,3	20,7	28,0
18	Urbana	31,2	43,6	37,4
Média	Floresta	12,0	8,7	10,3
Média	Campo	19,0	14,2	16,6
Média	Urbana	29,1	44,1	36,6
Média	Geral	21,3	27,0	24,2

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Os valores de FES encontrados na área urbana nesta pesquisa variaram de 4,4 a 84,1 mg dm⁻³, com média de 36,6 mg dm⁻³, portanto, expressivamente maiores do que os verificados por Szymczak et al. (2013) que foram da ordem de 3,0 a 10,9 mg dm⁻³ também em área urbanizada às margens da Sanga Lagoão do Ouro. No trabalho desses autores, o trecho estudado é uma área urbana permeada com lavouras e campos.

Na área de floresta, foram encontrados valores de concentração de FES (Tabela 4) maiores do que os verificados por Oliveira (2010) que foram da ordem de 4,90 mg dm⁻³ na camada de 0-5 cm, no mesmo tipo de floresta. Os valores nesta pesquisa variaram de 1,4 a 16,9 mg dm⁻³, com média de 10,3 mg dm⁻³. Também em trecho de mata nativa, no rio Vacacaí-Mirim, Kemerich et al. (2012), constataram concentrações de FES da ordem de 2,0 mg dm⁻³, enquanto, no campo nativo os valores encontrados situaram na faixa de 1,5 mg dm⁻³. Assim, a grande maioria dos valores de concentração de FES encontrados no solo na bacia do Ribeirão

Petrópolis foi maior do que os verificados por esses autores, demonstrando, assim, a grande variabilidade espacial e temporal possível nesses dados.

Os valores de FES verificados nesta pesquisa também foram superiores aos encontrados por Oliveira et al. (2016) que analisaram o solo em áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos e de mata e campo nativo, em Humaitá, Amazonas, estudando a camada de 0-20 cm de um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico.

6.3 POTÁSSIO DISSOLVIDO NA ÁGUA

O teor de potássio dissolvido na água (PDA) variou entre 0,48 e 17,40 mg L⁻¹ (Tabela 5). Os maiores valores de K tenderam ocorrer nos locais onde o curso hídrico passa pela área urbana. Considerando as formas de uso da terra, o teor de PDA no trecho urbano da bacia foi 2,4 vezes maior do que aquele passa pelo campo e 1,7 vezes maior do que aquele que passa pela floresta, na média dos locais e das épocas de coletas. A elevação do teor de K na área urbana ocorreu principalmente devido ao lançamento do esgoto doméstico com sabões constituídos de sais de sódio e potássio de diversos ácidos graxos (OSORIO; OLIVEIRA, 2001). Essa diferença foi mais acentuada quando as amostras foram coletadas em junho de 2017 em relação às demais épocas, em especial comparando-se a área urbana com o campo, em que a diferença foi de 6,4 vezes. Dessa maneira, as fortes chuvas que ocorreram em maio (359,13mm) e junho de 2017 (231,55mm) pode também ter influenciado na concentração de PDA.

A concentração de PDA, ao longo da bacia variou de 1,59 a 11,56 mg L⁻¹ na média das épocas de coleta (Tabela 5). Os maiores valores ocorreram na área urbana, ou margeando a referida área, indicando que a qualidade da água está relacionada com a pressão antrópica. Dessa maneira, os teores de PDA estiveram associados a ocupação do solo. O local 7, por exemplo, apresentou, em mais de uma coleta, valores semelhantes com os apresentados para área urbana, indicando que possível fonte antrópica esteja causando aumento de PDA nesse local. Já a água dos cursos hídricos dos locais 5 e 4 que estão na borda da floresta, apresentaram, apenas em agosto de 2016, valores acima de 5 mg L⁻¹. Ali, possivelmente a queima da biomassa vegetal, realizada para a renovação da pastagem, pode ter contribuído para o aumento da concentração de potássio nessas águas. Segundo Barroso et al. (2017), a precipitação e a declividade do terreno queimado também podem ter contribuído para a movimentação das cinzas, depositando-as na área mais baixa, onde se realizou o estudo em questão.

Tabela 5 - Concentração de potássio dissolvido na água do Ribeirão Petrópolis na bacia hidrográfica.

Local	Uso e ocupação da terra	Potássio dissolvido (mg L ⁻¹)				Média
		27/08/2016	03/12/2016	04/03/2017	24/06/2017	
1 – direita	Floresta	1,88	2,44	3,04	2,72	2,52
1 – esquerda	Floresta	1,24	2,44	1,20	1,48	1,59
2	Floresta	3,24	2,68	1,40	2,00	2,33
3	Floresta	3,64	3,84	2,36	3,52	3,34
4	Floresta	5,68	4,04	2,92	2,28	3,73
5	Floresta	5,12	3,16	2,64	2,76	3,42
6	Campo	1,64	1,12	5,68	0,48	2,23
7	Floresta	3,68	8,00	5,60	7,08	6,09
8	Urbana	6,36	2,92	4,48	6,72	5,12
9	Campo	3,16	1,84	1,72	1,76	2,12
10	Urbana	3,08	2,36	3,16	3,84	3,11
11 – direita	Urbana	3,80	2,24	3,56	5,80	3,85
11 – esquerda	Urbana	2,00	2,24	1,92	2,20	2,09
12 – direita	Floresta	2,36	2,44	2,04	2,28	2,28
12 – esquerda	Floresta	1,92	2,68	1,92	2,60	2,28
13	Urbana	6,80	2,84	2,56	3,92	4,03
14	Urbana	4,56	3,16	3,80	5,76	4,32
15	Urbana	4,84	3,72	5,00	7,64	5,30
16	Urbana	6,72	6,24	4,40	6,32	5,92
17 – direita	Urbana	7,04	4,56	4,00	9,28	6,22
17 – esquerda	Urbana	9,12	7,88	11,84	17,40	11,56
18	Urbana	6,16	6,52	5,92	9,52	7,03
Média	Floresta	3,20	3,52	2,57	2,97	3,06
Média	Campo	2,40	1,48	3,70	1,12	2,18
Média	Urbana	5,50	4,06	4,60	7,13	5,32
Média	Geral	4,27	3,61	3,69	4,88	4,11

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O local 6, na área de campo, apresentou, para mês de março de 2017, resultado atípico de PDA em comparação com outros períodos (Tabela 5), indicando que possivelmente outros fatores, não identificados, tenham influenciado esse aumento. Na parte urbana, apenas o local 10 e os fluxos do local 11 apresentaram valores considerados baixos de PDA (3,11 mg L⁻¹, 3,85 mg L⁻¹ curso direito e 2,09 mg L⁻¹ curso esquerdo). Isto ocorreu porque o local 10 e o fluxo direito do local 11, por se tratarem de dois que contém poucas fontes antrópicas, e o fluxo esquerdo do local 11 por não haver contribuição de K a montante. Nos demais locais, foram altos os teores, chegando a 17,40 mg L⁻¹, devido ao lançamento de efluentes domésticos no curso hídrico sem qualquer tratamento.

O K em águas naturais frequentemente é encontrado em concentrações menores que 10 mg L⁻¹, sendo mais frequentes valores entre 1 e 5 mg L⁻¹ (VAITSMAN; VAITSMAN, 2005). Essa concentração é baixa pois as rochas que contêm potássio são relativamente resistentes ao intemperismo (CETESB, 2017).

Foi possível constatar que as maiores concentrações de K na água ocorreram na área urbana do que nas demais formas de uso da terra (Tabela 5). Outros autores também observaram o mesmo comportamento, como no caso do Rio Verde em Ponta Grossa (PR), onde os teores foram maiores na parte urbana do que na parte rural (SEQUINEL; ARRÚA; COSTA, 2011). Segundos os autores, essa elevação de K na água no aporte urbano foi influenciada por despejo de efluentes de origem residencial. Em outro trabalho, Santos, Santos e Santos (2009) encontraram valores médios de 7,24 mg L⁻¹ de K para período de dezembro de 2005 a julho de 2017, nas águas do Rio de Contas na parte urbana da cidade de Jequié (BA), portanto, semelhantes aos verificados no Ribeirão Petrópolis.

Na área de floresta, foram encontrados valores de concentração de K variando de 1,59 a 6,09 mg L⁻¹, com média de 3,06 mg L⁻¹ (Tabela 5), maiores, portanto, do que os verificados por Santos et al. (1984) para os afluentes do Rio Negro e Rio Pires, Vaitsman e Dutra (2007) para Parque o Nacional da Serra dos Órgãos e entorno, cujas concentrações obtidas por esses autores não excederam 1,3 mg L⁻¹.

6.4 POTÁSSIO NO SOLO

Os teores de potássio extraível do solo (PES) variaram entre 56 e 732 mg dm⁻³ (Tabela 6), considerando as formas de ocupação da terra e as épocas de coleta das amostras de solo, com os menores valores nas áreas de campo. Na área ocupada pela urbanização, a concentração foi 1,4 vezes maior do que na área ocupada por campo e 1,3 vezes maior do que naquela ocupada por floresta nativa, na média dos locais de coleta e das épocas de amostragem do solo, demonstrando a influência antrópica na área urbana para teores de K no solo às margens do curso hídrico.

Nos seis locais a jusante na área urbana (13 a 18), a concentração média de PES foi de 246 mg dm⁻³, enquanto, nos três outros (8, 10 e 11) a média foi de 136 mg dm⁻³, significando uma diferença de 1,7 vezes. Nestes três locais amostrados, nos locais 10 e 11 a concentração de PES foi semelhante à da área da floresta, pois, provavelmente não ocorreram inundações pela água do ribeirão, enquanto o local 8 apresentou alta concentração devido as propriedades químicas do solo local. Nos outros seis locais provavelmente ocorreram inundações pela água

do ribeirão e, com isso, houve deposição de sedimentos enriquecidos com K. Entretanto o local 17 apresentou baixas concentrações de PES, indicando que o curso hídrico não acarretou influência nesse local como esperado ou, a concentração para o mês de agosto de 2016 (56 mg dm^{-3}) foi um resultado atípico, muito baixo, dessa maneira influenciando na média das épocas amostradas. Também foi constatada alta concentração de PES no local 7 na área de floresta e no local 9 na área de campo, indicando também nesses locais as concentrações de K foram influenciadas pelas propriedades químicas do solo local.

Tabela 6 - Concentração de potássio extraível na camada de 0-3 cm do solo às margens do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.

Local	Uso e ocupação da terra	Potássio no solo (mg dm^{-3})		Média
		27/08/2016	24/06/2017	
1	Floresta	78	87	82,5
2	Floresta	125	102	113,5
3	Floresta	130	72	101
4	Floresta	79	87	83
5	Floresta	116	63	89,5
6	Campo	152	98	125
7	Floresta	732	312	522
8	Urbana	188	168	178
9	Campo	198	107	152,5
10	Urbana	124	144	134
11	Urbana	100	93	96,5
12	Floresta	99	69	84
13	Urbana	438	330	384
14	Urbana	366	216	291
15	Urbana	300	175	237,5
16	Urbana	348	107	227,5
17	Urbana	56	123	89,5
18	Urbana	177	138	157,5
Média	Floresta	194,1	113,1	153,6
Média	Campo	175	102,5	138,7
Média	Urbana	233	166	199,5
Média	Geral	211,4	138,4	174,9

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

No caso dos locais urbanos mais antropizados (13 a 18 – Tabela 6), a origem do PES provavelmente é de sabões ricos em sais de sódio e potássio presentes no efluente doméstico e que estão sendo lançados diretamente no curso hídrico, sendo depositados de forma lenta e continua através do regime de cheias que acontecem ao longo do tempo. Nos outros três locais

antropizados (8, 10 e 11), o alto valor de PES presente no solo provavelmente foi oriundo de outras fontes próximas desses locais. Kemerich et al. (2012), encontrou valores próximo de zero para PES dentro da área urbana na bacia do rio Vacacaí-Mirim, resultado que não corrobora com os da bacia do Ribeirão Petrópolis.

Na área de floresta, foram encontrados valores de concentração de FES (Tabela 6) menores do que os verificados por Oliveira (2010) que foram da ordem de 312 mg dm^{-3} para camada de 0-5 cm, para o mesmo tipo de floresta. Nesta pesquisa, os valores variaram de 83 a 522 mg dm^{-3} , com média de 154 mg dm^{-3} . Entretanto, concentrações inferiores foram encontradas Kemerich et al. (2012) para mata nativa, na ordem de 96 mg dm^{-3} , e por Oliveira et al. (2016) para área de floresta amazônica com influência de disposição de resíduos sólidos urbanos, na ordem de 29 mg dm^{-3} para camada de 0-20 cm.

Na área de campo, as concentrações de PES nesta pesquisa variaram de 125 a 153 mg dm^{-3} , com média de 139 mg dm^{-3} (Tabela 6). Kemerich et al. (2012) e Oliveira et al. (2016) encontraram concentrações inferiores para o campo nativo, respectivamente na ordem 30 mg dm^{-3} para camada de 0-5 cm e 19 mg dm^{-3} para camada de 0-20 cm.

6.5 CARBONO DISSOLVIDO NA ÁGUA

O teor de carbono dissolvido na água (CDA) variou entre 3,54 e $77,29 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 7), da mesma maneira que ocorreu para os nutrientes presentes na água, já discutidos. Os maiores valores tenderam a ocorrer nos locais onde o curso hídrico passa pela área urbana, antropizada. Considerando as formas de uso da terra, o teor de CDA na área urbana foi duas vezes maior do que aquele que passa pela floresta e 1,6 vezes maior do que aquele que passa pela área de campo, na média dos locais e das épocas de coleta. Isso demonstra que nos locais antropizados, o livre lançamento de efluentes domésticos diretamente no curso hídrico está acarretando o aumento da concentração de C na água desses locais. Essa é uma situação preocupante, pois a elevada concentração de CDA pode superar a capacidade assimilativa do corpo hídrico, acarretando prejuízos ambientais. Esse contraste foi mais evidenciado quando as amostras foram coletadas em junho de 2017 em relação às demais épocas, em especial comparando-se área urbana com floresta, em que a referida diferença foi de 2,5 vezes. Dessa maneira, a concentração de CDA também sofreu influência com a variação do clima.

Tabela 7 - Concentração de carbono dissolvido na água do Ribeirão Petrópolis na bacia hidrográfica.

Local	Uso e ocupação da terra	Carbono dissolvido (mg L ⁻¹)				Média
		27/08/2016	03/12/2016	04/03/2017	24/06/2017	
1 – direita	Floresta	4,76	11,20	13,18	9,31	9,61
1 – esquerda	Floresta	3,95	6,55	8,27	5,07	5,96
2	Floresta	17,91	28,63	28,56	19,79	23,72
3	Floresta	10,40	12,42	13,81	8,51	11,28
4	Floresta	20,36	20,12	6,05	4,68	12,80
5	Floresta	20,04	4,02	3,45	4,22	7,93
6	Campo	5,83	6,39	24,32	25,49	15,51
7	Floresta	15,52	26,56	28,69	19,18	22,49
8	Urbana	25,22	12,67	28,21	15,61	20,43
9	Campo	14,73	19,99	14,33	19,08	17,03
10	Urbana	13,39	14,56	16,08	12,16	14,05
11 – direita	Urbana	25,58	10,84	22,39	15,59	18,60
11 - esquerda	Urbana	25,32	10,71	11,47	8,21	13,93
12 – direita	Floresta	8,06	10,38	10,52	8,48	9,36
12 - esquerda	Floresta	7,78	10,65	13,15	8,01	9,90
13	Urbana	11,24	15,18	21,83	12,34	15,15
14	Urbana	39,66	20,07	26,97	22,36	27,27
15	Urbana	26,19	21,06	30,35	26,20	25,95
16	Urbana	38,85	34,44	28,96	33,58	33,96
17 – direita	Urbana	29,02	28,19	30,14	27,06	28,60
17 - esquerda	Urbana	23,60	38,63	77,29	66,72	51,56
18	Urbana	19,68	30,14	32,10	30,22	28,04
Média	Floresta	12,09	14,50	13,96	9,69	12,56
Média	Campo	10,28	13,19	19,33	22,29	16,27
Média	Urbana	25,25	21,50	29,62	24,55	25,23
Média	Geral	18,50	17,88	22,28	18,27	19,23

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Na média das épocas de coleta, a concentração de CDA na água ao longo da bacia variou de 5,96 a 51,56 mg L⁻¹ na média das épocas de coleta (Tabela 7), sendo as maiores concentrações acontecendo na área urbana, ou na borda dessa área, apontando forte pressão antrópica sobre a qualidade da água na bacia. Dessa maneira, as concentrações de CDA também estiveram associadas ao uso e ocupação da terra.

Os locais 2 e 7, por estarem na margem da área da floresta, apresentaram valores médios superiores a 22 mg L⁻¹, indicando aporte antrópico por efluentes a montante dos locais amostrados. Os valores de CDA discrepantes nos locais 4 ao 6, por exemplo, em relação à maioria dos demais locais, indicam que possivelmente o habito da queima de campo próximo

desses locais e outros fatores que não foram identificados ao longo do tempo na bacia, podem ter influenciado esses resultados. Assim, por se tratar de estudo ambiental onde não se fez controle experimental da área de estudo, sempre existirá a possibilidade de eventos ocasionais a montante alterarem os resultados obtidos, ressaltando a importância de se fazer amostragens em diferentes períodos. Na área de floresta os valores de CDA apresentaram média de 12,56 mg L⁻¹ no período estudado enquanto o campo foi de 16,27 mg L⁻¹.

Os locais 10 e 11, mesmo estando na área urbana, apresentaram teores de CDA semelhantes aos da floresta (Tabela 7), devido estarem situados nos locais de cota mais elevada nesse uso da terra, indicando que a quantidade de efluentes lançados no corpo hídrico não foi suficiente para que houvesse aumento de CDA nesse trecho.

Foi possível constatar que as concentrações de CDA foram maiores na parte urbana do que nas demais formas de uso da terra (Tabela 7). Andrade (2008) também constatou diferenças significativas entre microbacias urbanizadas e microbacias florestadas para carbono dissolvido. Segundo o autor, as diferenças foram relacionadas às interferências antrópicas nas microbacia urbana, devido principalmente ao aporte de efluentes domésticos. Segundo Meybeck (1982), a concentração de carbono orgânico dissolvido nas águas de rios de regiões de clima temperado é de 3 mg L⁻¹, em média. Ludwig, Amiotte-Suchet e Probst (1996), afirmaram que esse valor representa cerca 38% do CDA total. De acordo com os autores, o CDA em águas de rios de clima temperado é de 7,83 mg L⁻¹, valor inferior à média das concentrações encontradas no período de estudo nessa bacia do Ribeirão Petrópolis (19,23 mg L⁻¹).

6.6 MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

A matéria orgânica do solo (MOS) variou entre 1,2% e 6,9%, com os menores valores na área urbana, considerando as formas de uso e ocupação da terra e os períodos de coleta (Tabela 8). Na área ocupada pela urbanização, a concentração foi 1,53 vezes menor do que na área ocupada por campo e 1,13 vezes menor do que naquela ocupada por floresta, na média dos locais de coleta e das épocas de amostragem do solo, demonstrando uma certa influência da antropização na concentração de C. Esses resultados demonstraram que os teores de MOS não teve forte relação com uso e ocupação da terra e que possivelmente dependeu mais das características do solo em cada local avaliado. Os locais 6 e 7, presentes respectivamente na área de campo e floresta, foram os que apresentaram os maiores teores de MOS, na média dos períodos (5,80 e 5,25%). Possivelmente, estas concentrações estão mais relacionadas a fatores naturais do que aporte antrópico. Já os locais 15 e 18, situados na área urbana, apresentaram os

menores teores de MOS (1,60 e 2,10%), indicando a possível influência da falta de cobertura vegetal, o que fez com que o solo exposto contribuísse para esse resultado.

Tabela 8 - Teor de matéria orgânica na camada de 0-3 cm do solo às margens do Ribeirão Petrópolis, em Lages – SC.

Local	Uso e ocupação da terra	Matéria orgânica (%)		Média
		27/08/2016	24/06/2017	
1	Floresta	4,30	3,90	4,10
2	Floresta	3,50	3,50	3,50
3	Floresta	4,40	3,00	3,70
4	Floresta	2,80	3,30	3,05
5	Floresta	3,60	2,80	3,20
6	Campo	6,20	5,40	5,80
7	Floresta	6,50	6,90	6,70
8	Urbana	4,40	5,80	5,10
9	Campo	4,50	4,90	4,70
10	Urbana	3,80	4,80	4,30
11	Urbana	3,20	4,30	3,75
12	Floresta	3,20	2,50	2,85
13	Urbana	2,40	3,70	3,05
14	Urbana	4,30	3,90	4,10
15	Urbana	1,20	2,00	1,60
16	Urbana	2,80	2,70	2,75
17	Urbana	3,20	5,00	4,10
18	Urbana	2,00	2,20	2,10
Média	Floresta	4,04	3,70	3,87
Média	Campo	5,35	5,15	5,25
Média	Urbana	3,03	3,82	3,43
Média	Geral	3,68	3,92	3,80

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Os valores de MOS encontrados nesta pesquisa foram maiores que os verificados por Szymczak et al. (2013) que variaram de 1,04 a 2,43% para solo as margens da Sanga Lagoão do Ouro em uma área urbana permeada com campos e lavouras, sujeita acúmulo de lixo e lançamento de esgotos. Também foram superiores aos resultados obtidos por Kemerich et al. (2012) ao caracterizar o solo da bacia do rio Vacacaí-Mirim (1.146 km²) sob diferentes usos, onde o teor de MOS foi maior para mata nativa com 1,64% seguido do campo nativo com 1,3% e área urbana com 1%.

6.7 RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS

Visando o entender as relações das propriedades químicas da água do curso hídrico com as do solo às suas margens, incluindo os diferentes usos da terra, fez-se uso da análise de correlação das variáveis coletadas nos meses de agosto de 2016, junho de 2017 e das médias dos quatros períodos amostrados na água e dos dois períodos amostrados no solo (Tabela 9, 10 e 11).

Para agosto de 2016, verificou-se que 26,7% das correlações foram significativas ao nível de 1% e 6,7% significativas ao nível de 5%. Parâmetros como potássio extraível do solo (PES) e matéria orgânica do solo (MOS) não correlacionaram com as demais variáveis analisadas. Já o carbono dissolvido na água (CDA), fósforo dissolvido na água (FDA) e fósforo extraível do solo (FES) correlacionaram-se entre si. Isto era esperado, tendo vista que a matéria orgânica presente na água é uma das fontes de C e P nesse meio e que, em muitos locais, o P presente na água é depositado no solo através do regime de cheias. Também se observou uma forte correlação do CDA, FDA e PDA (potássio dissolvido na água), entre si, podendo ser explicada pela presença do P e K em detergentes e sabões oriundos da área urbana e descartados na água do rio por meio de esgoto doméstico.

Tabela 9 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no solo e na água para dia 27/08/2016, na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.

	FDA	FES	PDA	PES	CDA	MOS
FDA	1,00					
FES	0,59*	1,00				
PDA	0,70**	0,24 ^{ns}	1,00			
PES	0,34 ^{ns}	0,37 ^{ns}	0,22 ^{ns}	1,00		
CDA	0,79**	0,64**	0,72**	0,34 ^{ns}	1,00	
MOS	- 0,40 ^{ns}	- 0,03 ^{ns}	- 0,46 ^{ns}	0,36 ^{ns}	- 0,38 ^{ns}	1,00

*significativo ao nível de 5% de probabilidade; **significativo ao nível de 1% de probabilidade; ns: não significativo. FDA: fósforo dissolvido na água; FES: fósforo extraível do solo; PDA: potássio dissolvido na água; PES: potássio extraível do solo; CDA: carbono dissolvido na água; MOS: matéria orgânica do solo.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Para junho de 2017, verifica-se que 26,7% das correlações são significativas ao nível de 1% e 26,67% são significativas ao nível de 5%. Todos os parâmetros tiveram correlação com alguma variável. Nessa data também foi constatado a presença da correlação do FDA e CDA com FES e PDA. Também foi observado a correlação de PES com MOS e PDA, indicando efeito do clima nesse período (outono). A não correlação entre PDA e MOS pode estar relacionada com diferentes tempos de transformação entre etapas.

Tabela 10 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no solo e na água para dia 24/06/2017, na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.

	FDA	FES	PDA	PES	CDA	MOS
FDA	1,00					
FES	0,94**	1,00				
PDA	0,71**	0,60*	1,00			
PES	0,33 ^{ns}	0,41 ^{ns}	0,62*	1,00		
CDA	0,67**	0,75**	0,54*	0,39 ^{ns}	1,00	
MOS	- 0,43 ^{ns}	- 0,32 ^{ns}	- 0,12 ^{ns}	0,53*	- 0,04 ^{ns}	1,00

*significativo ao nível de 5% de probabilidade; **significativo ao nível de 1% de probabilidade; ns: não significativo. FDA: fósforo dissolvido na água; FES: fósforo extraível do solo; PDA: potássio dissolvido na água; PES: potássio extraível do solo; CDA: carbono dissolvido na água; MOS: matéria orgânica do solo.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Para todo período de pesquisa, verifica-se que 33,33% das correlações são significativas ao nível de 1% e 13,33% são significativas ao nível de 5%. Parâmetro MOS não teve nenhuma correlação com as demais variáveis analisadas. Na média dos períodos foi constatado a presença da correlação do FDA e CDA com FES e PDA. Também foi observado a correlação do PDA e CDA com PES, indicando a existência da possibilidade de que o K presente em sabões e que está no esgoto também esteja sendo depositado no solo.

Tabela 11 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no solo e na água para todo período de estudo, na bacia hidrográfica do Ribeirão Petrópolis.

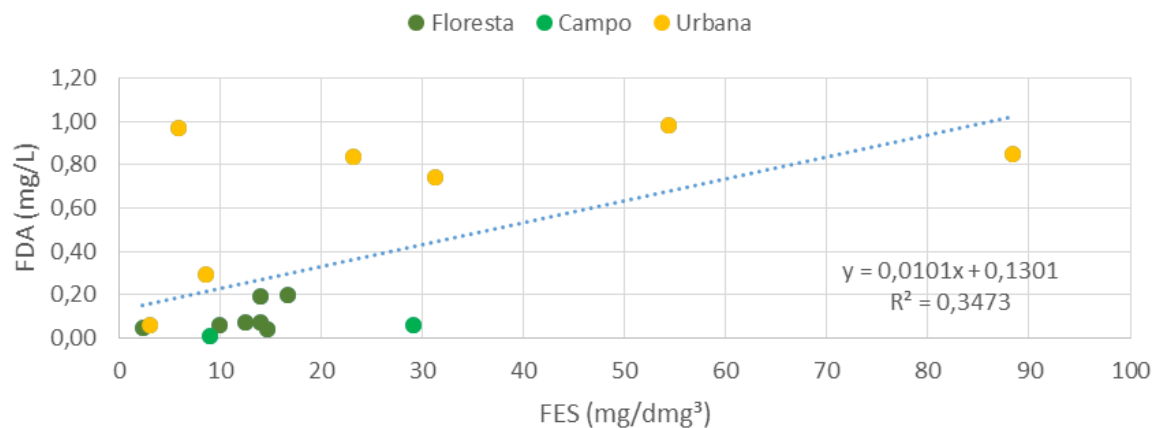
	FDA	FES	PDA	PES	CDA	MOS
FDA	1,00					
FES	0,88**	1,00				
PDA	0,71**	0,47 ^{ns}	1,00			
PES	0,42 ^{ns}	0,42 ^{ns}	0,62*	1,00		
CDA	0,86**	0,75**	0,71**	0,56*	1,00	
MOS	- 0,45 ^{ns}	- 0,24 ^{ns}	- 0,18 ^{ns}	0,43 ^{ns}	- 0,17 ^{ns}	1,00

*significativo ao nível de 5% de probabilidade; **significativo ao nível de 1% de probabilidade; ns: não significativo. FDA: fósforo dissolvido na água; FES: fósforo extraível do solo; PDA: potássio dissolvido na água; PES: potássio extraível do solo; CDA: carbono dissolvido na água; MOS: matéria orgânica do solo.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

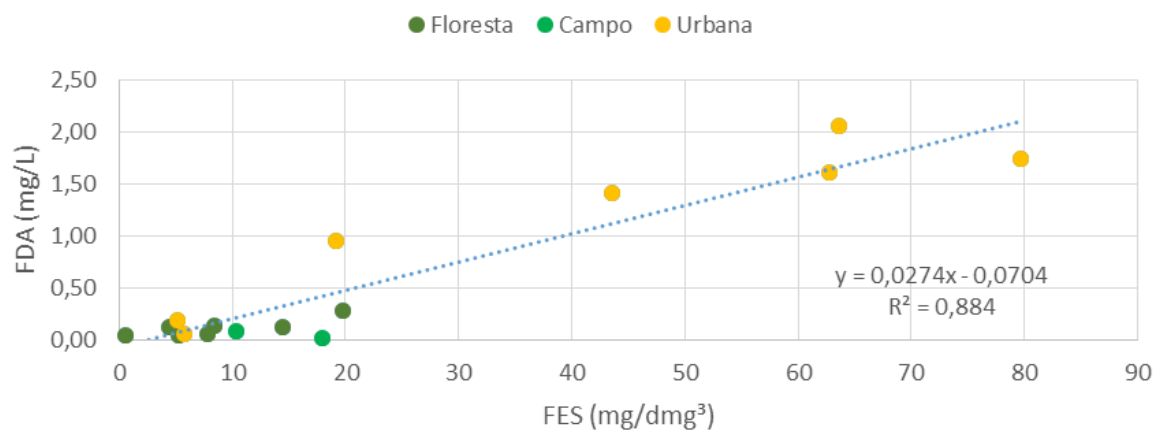
Neste trabalho também foi realizado gráfico de dispersão para o fósforo extraível do solo com o fósforo dissolvido na água, onde foi possível constatar que a linha de tendência que apresentou os maiores coeficientes de determinação foi a linear. O mês de agosto de 2016 apresentou coeficiente de determinação de 0,3473, enquanto junho de 2017 foi de 0,884 e para média dos períodos foi de 0,7714 (Figura 9, 10 e 11).

Figura 9 - Gráfico de dispersão entre o fósforo extraível do solo e o fósforo dissolvido na água para mês de agosto de 2016.



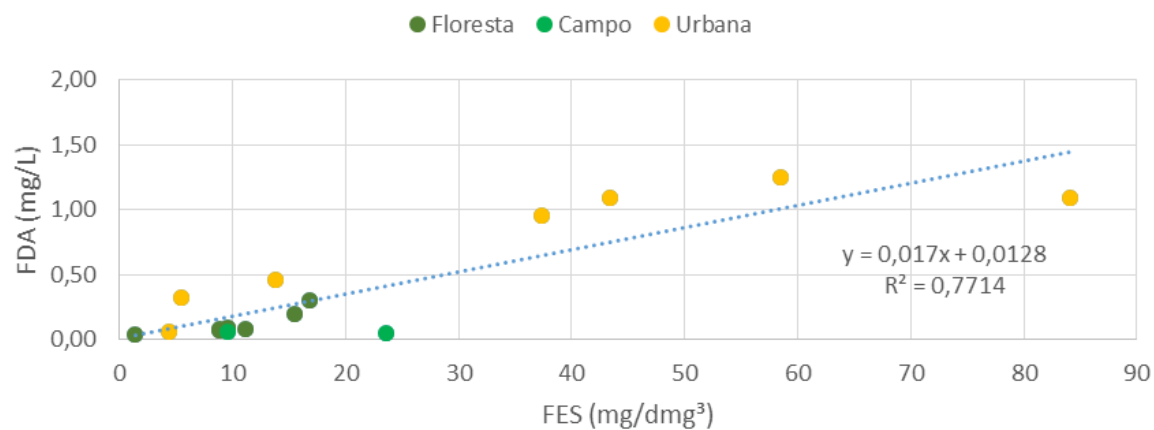
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 10 - Gráfico de dispersão entre o fósforo extraível do solo e o fósforo dissolvido na água para mês de junho de 2017.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

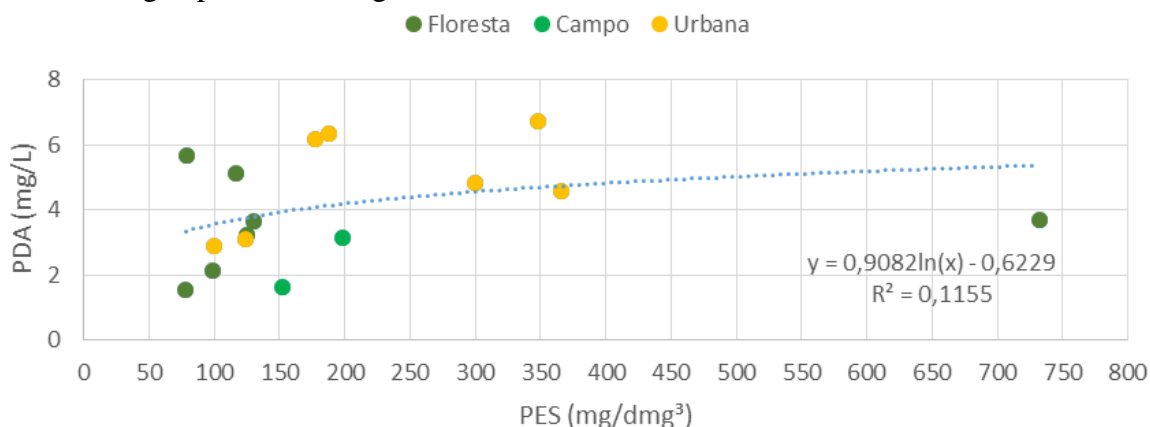
Figura 11 - Gráfico de dispersão entre o fósforo extraível do solo e o fósforo dissolvido na água para média dos períodos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

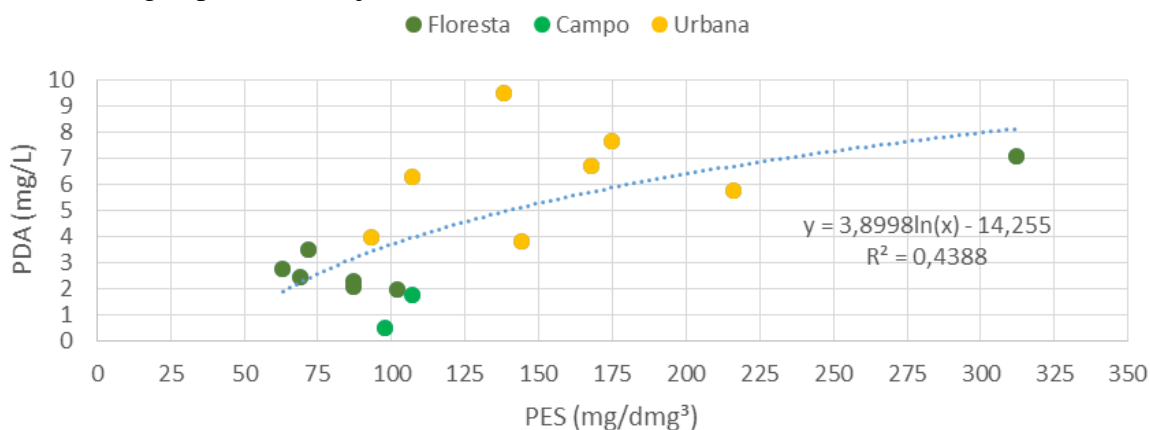
Já para o gráfico de dispersão para o potássio extraível do solo com o potássio dissolvido na água, onde foi possível constatar que a linha de tendência que apresentou os maiores coeficientes de determinação foi a logarítmica. O mês de agosto de 2016 apresentou coeficiente de determinação de 0,1155, enquanto junho de 2017 foi de 0,4388 e para média dos períodos foi de 0,4619 (Figura 12, 13 e 14).

Figura 12 - Gráfico de dispersão entre o potássio extraível do solo e o potássio dissolvido na água para mês de agosto de 2016.



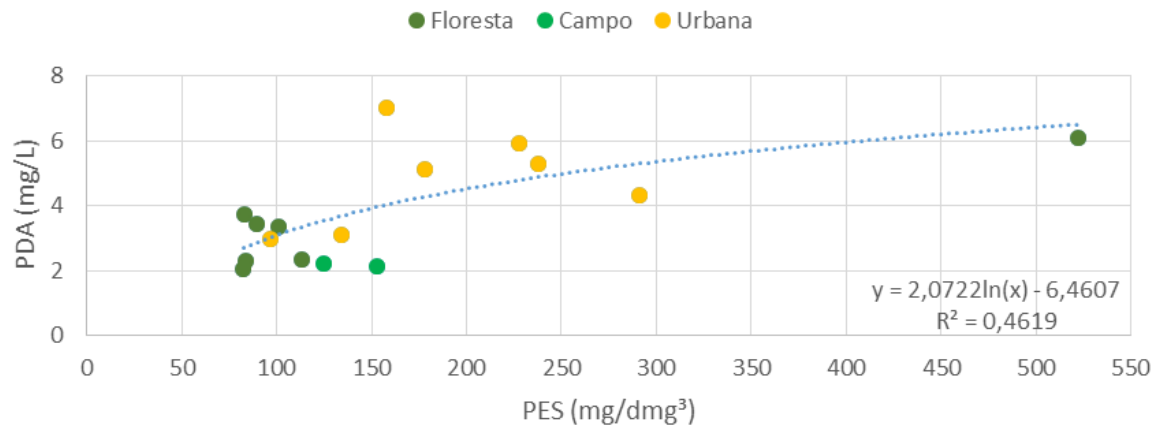
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 13 - Gráfico de dispersão entre o potássio extraível do solo e o potássio dissolvido na água para mês de junho de 2017.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 14 - Gráfico de dispersão entre o potássio extraível do solo e o potássio dissolvido na água para média do período.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

7 CONCLUSÕES

A concentração de fósforo dissolvido na água da bacia do Ribeirão Petrópolis e no solo às margens do curso hídrico é maior no trecho que passa pela área urbana do que naquele que passa pelo campo e pela floresta, em praticamente todas as épocas do ano; na água do trecho do rio que passa pela área urbana, a referida concentração enquadra-se na classe 4 conforme resolução CONAMA 357/2005.

A concentração de potássio dissolvido na água da bacia do Ribeirão Petrópolis e no solo às margens do curso hídrico é maior no trecho que passa pela área urbana do que naquele que passa pelo campo e pela floresta, em praticamente todas as épocas do ano.

A concentração de carbono dissolvido na água da bacia do Ribeirão Petrópolis é maior no trecho que passa pela área urbana do que naquele que passa pelo campo e pela floresta, em praticamente todas as épocas do ano. Entretanto, a concentração de matéria orgânica no solo é menor no trecho que passa pela área urbana do que naquele que passa pelo campo e pela floresta, em praticamente todas as épocas no ano.

O aporte de fósforo dissolvido na água, fósforo extraível no solo, potássio dissolvido na água, potássio extraível no solo e carbono dissolvido na água é alto no trecho da área urbana, e se deve ao esgoto doméstico sem qualquer tratamento que é lançado na água e atinge o solo às margens do ribeirão.

O fósforo, potássio e carbono dissolvido na água apresentam alto valor em alguns locais na borda da floresta, porque a montante ocorre aporte de efluentes de origem antrópica o qual não é devidamente filtrado pela vegetação da floresta.

O carbono e fósforo dissolvido na água se correlacionaram com o fósforo extraível do solo e potássio dissolvido, nas duas épocas do ano e nas médias do período de estudo, enquanto, o potássio extraível do solo se correlacionou com o potássio dissolvido na água e a matéria orgânica do solo, para o outono, indicando efeito do clima nessa correlação. Também foi observado para média dos períodos a correlação do potássio dissolvido na água e carbono dissolvido na água com potássio extraível do solo, indicando a existência da possibilidade de que o K presente em sabões e que está no esgoto também seja depositado no solo.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

AHLMAN, Stefan. **Modelling of substance flows in urban drainage systems**. 2006. 90 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Chalmers University Of Tecnology, Göteborg, 2006.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.I.], v. 22, n. 6, p.711-728, 1 dez. 2013. Schweizerbart.

ALVIM, Renata Barbosa. **Dinâmica do nitrogênio e fósforo em águas fluviais de uma bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no sudeste do Brasil**. 2016. 143 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2016.

ANDRADE, Tatiana Morgan Berteli de. **Dinâmica das formas dissolvidas de nitrogênio e carbono em microbacias da Mata Atlântica no município de Ubatuba (SP)**. 2008. 100p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Mestrado em Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

BARBOSA, Fabrício Tondello. **Erosão hídrica em três formas de semeadura de aveia e ervilhaca em um cambissolo húmico**: perdas denutrientes e carbono orgânico. 2008. 73 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciências do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2008.

BARROSO, Daniel Fernandes Rodrigues et al. Impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias no Nordeste Paraense na Amazônia Oriental. In: VASCONCELOS, S. S.; RUIVO, M. de L. P.; LIMA, A. M. M de. (Org.). **Amazônia em tempo**: impactos do uso da terra em diferentes escalas. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2017. p. 339-368.

BARUQUI, A. M.; FERNANDES, M. R. **Práticas de conservação do solo**. Belo Horizonte. Informe Agropecuário, Belo Horizonte. v. 11, n. 128. p. 55-69, ago. 1985.

BERNER, Elizabeth Kay; BERNER, Robert A. **Global Environment**: Water, Air, and Geochemical Cycles. 2. ed. Princeton: Princeton University Press, 2012.

BERTOL, Ildegardis et al. Nutrient losses by water erosion. **Scientia Agricola**, [S.l.], v. 60, n. 3, p.581-586, 2003.

BERTOL, Ildegardis et al. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.l.], v. 35, n. 4, p.1421-1430, ago. 2011

BISSANI, Carlos Alberto et al. **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 344 p.

BRAGA, Benedito et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Editora Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. **Manual de saneamento**. 3. ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004

BRASIL. 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 condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CALIJURI, Maria do Carmo; CUNHA, Davi Gasparini Fernandes. **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

CARDOSO, Rogério dos Santos et al. **Poluição urbana difusa**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2003.

CARSON, M. A.; KIRKBY, M. J. **Hillslope form and process**. [S.l.]: Cambridge University Press, 1972.

CETESB. **Qualidade das Águas Doces no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2017.

CPRM. **Geodiversidade do estado de Santa Catarina**. Brasília: CPRM, 2016.

COUTO, Fernando. **Cidade Sustentável: lixo lucrativo**. Igarapava: [s n.], 2012.

CRUZ, R. C.; TAVARES, I. S. **Bacia hidrográfica: aspectos conceituais e práticos**. In: RIGHES, A. A. (Org.); BURIEL, G. A. (Org.); BOER, N. (Org.). **Água e educação:**

princípios e estratégias de uso e conservação. Santa Maria, RS: Centro Universitário Franciscano, 2009. cap. 3

DECHEN, Sonia Carmela Falci et al. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, [S.l.], v. 74, n. 2, p. 224-233, abr. 2015.

DIAS, M. do C. O. et al (Coord.). **Manual de impactos Ambientais**: Orientações básicas sobre aspectos ambientais de atividades produtivas. Fortaleza: Banco do Nordeste, 1999.

DONADIO, André Pinto; BOGA, Pedro de Bernardo Freire. **Questões ambientais frente ao cenário econômico da política de produção animal em escala industrial**. Disponível em:<http://www.abolicionismoanimal.org.br/artigos/questesambientaisfrenteaoceanrioekonomi codapoliticadeprodu_oanimalemescalaindustrial.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2017.

EMBRAPA: Mapa de Solos do Brasil. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2001. Escala 1:5.000.000.

FAVARETTO, N. **Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition**. West Lafayette, Purdue University, 2002. 150p.

FERNANDES, M.R. e SILVA, J. C. **Programa Estadual de Manejo de Sub-Bacias Hidrográficas**: Fundamentos e estratégias. Belo Horizonte: EMATERMG.1994. 24p.

FIRMEZA, Sérgio de Miranda. **A caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares de fortaleza como fator determinante do seu potencial reciclável**. 2005. 145 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005

FRAGOSO JÚNIOR, Carlos Roberto; MARQUES, David da Motta; FERREIRA, Thiago Finkler. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009

GALLOWAY, James N.; KEENE, William C.; LIKENS, Gene E. Processes controlling the composition of precipitation at a remote southern hemispheric location: Torres del Paine National Park, Chile. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, [S.l.], v. 101, n. 3, p.6883-6897, 1 mar. 1996.

GUADAGNIN, Jean Cláudio. **Perdas de nutrientes e carbono orgânico pela erosão hídrica, em um Cambissolo Húmico Alumínico léptico submetido a diferentes sistemas**

de preparo e cultivo do solo. 2003. 150 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciências do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2003

GUADAGNIN, Jean Cláudio et al. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.l.], v. 29, n. 2, p.277-286, abr. 2005.

HUGGINS, L.F. (1979). **Small watershed hydrology**. Lafayette, Purdue University. Agricultural Engineering Departament. Jan. 1979.

IBGE. **Censo Demográfico**, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 01 mar. 2018.

INMET. **Dados históricos de temperatura para cidade de Lages do ano de 2002 a 2012**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acesso em: 07 mar. 2018.

INPE. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos, 2001.

IPT. **Relatório nº 40 674: Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré**. [S. l.]: Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré, 2000.

LACERDA, L. D. et al. Cooper emission factors from intensive shrimp aquaculture. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 1784-1823. 2006.

LEEDER, Mike R. Denudation, vertical crustal movements and sedimentary basin infill. **Geologische Rundschau**, [S.l.], v. 80, n. 2, p.441-458, jun. 1991.

LIMA, Ricardo Neves de Souza et al. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 21, n. 1, p.139-150, mar. 2016.

LINS, Regina Camara. **Modelo de qualidade da água integrado a um sistema de informações geográficas: aplicação na bacia do rio Doce**. 2011. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

LUDWIG, W.; AMIOTTE-SUCHET, P.; PROBST, J. L. River discharges of carbon to the world's oceans: determining local inputs of alkalinity and of dissolved and particulate organic carbon. **Comptes Rendus de L'Academie Des Sciences**, v. 19, n. 1, p.1007-1014, jan. 1996.

KEMERICH, Pedro Daniel da Cunha et al. **Caracterização física e química do solo sob diferentes usos em bacia hidrográfica**. Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, [S.l.], p.92-107, 2012.

MACHADO, L.O. Adubação fosfatada. **Informativo**. Disponível em: <http://www.dpv24.iciag.ufu.br>. Acessado em 07 abr. 2018.

MCDOWELL, L. L.; MCGREGOR, K. C. Nitrogen and phosphorus losses in runoff from no-till soybeans. **Transactions Of The Asae**, [S.l.], v. 23, n. 3, p.0643-0648, 1980.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. **American Journal of Science**, v. 282, n. 4, p.401-450, 1 abr. 1982. American Journal of Science (AJS).

MILLER, G. T. **Ciência ambiental**. Tradução All Tasks. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 123 p

MOLISANI, Mauricio Mussi et al. Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do Rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na Bacia de Campos. **Química Nova**, [S.l.], v. 36, n. 1, p.27-66, 2013.

MOTA, S. **Preservação dos recursos hídricos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 1988. 222 p.

MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, [S.l.], v. 27, p.31-36, 1962

NASCIMENTO, W. M. do; VILLAÇA, M. G. Bacias Hidrográficas: Planejamento e Gerenciamento. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas Três Lagoas**, n 7, ano 5, p. 102-121. maio de 2008.

NIKANOROV, Anatoly Maximovich; BRAZHMUKOVA, Lidiya Valerianovna. Water Chemical Composition Of Rivers, Lakes And Wetlands. In: UNESCO. **Types and Properties of Water: Volume II**. Oxford: Eolss Publications, 2009. p. 42-79.

NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Water quality**: prevention, identification, and management of diffuse pollution. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 1054 p

NUNES, Ramom Rachide; REZENDE, Maria Olímpia de Oliveira. **Recurso solo**: Propriedades e uso. São Carlos: Cubo, 2015.

OLIVEIRA, Benone Otávio Souza de et al. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 21, n. 3, p.593-601, 11 ago. 2016.

OLIVEIRA, Josiani Cordova de. **Caracterização ambiental da bacia hidrográfica do rio Ponte grande no município de Lages-SC**. 2015. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.

OLIVEIRA, Laércio Pereira de. **Carbono e nutrientes no solo e na serapilheira em Floresta Ombrófila Mista Montana e plantio de *pinus elliottii* engelm.** 2010. 64 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade Estadual do Centro-oeste, Irati, 2010.

OISHI, M. K. **Caracterização do meio físico, das características físicas e químicas e de fluxo de nutrientes em tributários da bacia hidrográfica do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê -SP)**. 1996. 199 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Ciências Ambientais, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1996.

OSORIO, Viktoria Klara Lakatos; OLIVEIRA, Wanda de. Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Química Nova**, [S.l.], v. 24, n. 5, p.700-708, out. 2001

PAULA FILHO, Francisco José de. **Avaliação integrada da bacia de drenagem do Rio Parnaíba através de fatores de emissão de cargas de nitrogênio e fósforo e índices de qualidade de águas**. 2014. 192 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

PAULA, Francisco C. F. de et al. Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do rio de contas, Bahia. **Química Nova**, [S.l.], v. 33, n. 1, p.70-75, 25 nov. 2009.

PEREIRA, R.S. 2004. Identificação e Caracterização das Fontes de Poluição em Sistemas Hídricos. **Revista eletrônica de Recursos Hídricos**. IPH-UFRGS 1: 20-36

PIRES, Luís Carlos Marques; VAITSMAN, Delmo Santiago; DUTRA, Paulo Bechara. Diagnóstico químico preliminar da qualidade das águas superficiais do Parque Nacional da Serra dos Órgãos e entorno. In: BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. (Ed.). **Ciência e conservação na Serra dos Órgãos**. Brasília: ICMBIO, 2007. p. 227-239.

PORTO, Monica F. A.; PORTO, Rubem La Laina. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, [S.l.], v. 22, n. 63, p.43-60, 2008.

PRYOR, Sara C.; BARTHELMIE, Rebecca J. Particle Dry Deposition to Water Surfaces: Processes and Consequences. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 41, n. 1-6, p.220-231, jan. 2000.

QUEVEDO, Claudia Maria Gomes de; PAGANINI, Wanderley da Silva. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, [S.l.], v. 16, n. 8, p.3539-3539, ago. 2011.

REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 65, 2013, Recife. **Manejo e destinação final dos resíduos sólidos da vila Célia Calou, zona rural do município de Juazeiro do Norte-CE**. Recife: Anais, 2013. 1 p.

RITTER, D. F.; KOCHER, R. C.; MILLER, J. R. **Process Geomorphology**. [S.l.]: Mcgraw Hill Higher Education, 2002. 560 p.

SANTOS, José Soares dos; SANTOS, Marcio José Silva dos; SANTOS, Maria Lúcia Pires dos. Parâmetros indicativos do processo de salinização em rios urbanos do semi-árido brasileiro. **Química Nova**, [S.l.], v. 32, n. 6, p.1534-1538, 2009.

SANTOS, Umberto de Menezes et al. Rios da Bacia Amazônica. I. Afluentes do rio Negro. **Acta Amazonica**, [S.l.], v. 14, n. 1-2, p.222-237, 1984

SCHALCH, V. **Produção e características do chorume em processo de decomposição de lixo urbano**. São Carlos, 1984. 103p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SCHICK, Jefferson. **Erosão hídrica em cambissolo húmico álico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo**. 1999. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciências do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 1999.

- SCHICK, Jefferson et al. Erosivity of rainfall in Lages, Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.l.], v. 38, n. 6, p.1890-1905, dez. 2014.
- SEHMEL, George A. Particle and gas dry deposition: A review. **Atmospheric Environment** (1967), [S.l.], v. 14, n. 9, p.983-1011, jan. 1980.
- SEQUINEL, Rodrigo; ARRÚA, Maria Elena Payret; COSTA, Wilson. Análise química das águas do rio verde: uma correlação entre atividades humanas e as concentrações de íons NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} . **Publicatio UEPG - Ciencias Exatas e da Terra, Agrarias e Engenharias**, [S.l.], v. 17, n. 1, p.29-37, jul. 2011. Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).
- SMITH, Richard A.; SCHWARZ, Gregory E.; ALEXANDER, Richard B. Regional interpretation of water-quality monitoring data. **Water Resources Research**, [S.l.], v. 33, n. 12, p.2781-2798, dez. 1997. Mensal.
- SPERLING, M.V. **Introdução das águas e ao tratamento de esgoto**. Belo Horizonte: UFMG, 1995. v. 1.
- SUMMERFIELD, M. A. **Global Geomorphology**: an introduction of the study of landforms. Essex: Longman Scientific & Technical, 1991.
- SZYMCZAK, Denise Andréia et al. Qualidade química do solo com diferentes níveis de degradação em área de preservação permanente. **Revista Monografias Ambientais**, [S.l.], v. 10, n. 10, p.2158-2169, 14 jan. 2013. Universidade Federal de Santa Maria.
- TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. 174p.
- TOMAZ, P. **Poluição Difusa**. São Paulo: Navegar, 2006. 446 p.
- TUCCI, C. E. M. Inundações urbanas. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. **Drenagem urbana**. Porto Alegre: UFRS/ABRH, 1995, p. 15-36.
- VAITSMAN, D. S.; VAITSMAN, M. S. **Água mineral**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 2005.
- VAN RAIJ, Bernardo. **Fertilidade do Solo e Adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres Ltda, 1991. 343 p.

WESELY, M. L.; HICKS, B. B. A review of the current status of knowledge on dry deposition. **Atmospheric Environment**, [S.l.], v. 34, n. 12-14, p.2261-2282, 2000.