

UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA
Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA CONCENTRAÇÃO DE
METAIS NOS SEDIMENTOS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS**

EDUARDO APARECIDO ROBERTI

Araraquara, SP
2021

EDUARDO APARECIDO ROBERTI

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA CONCENTRAÇÃO DE
METAIS NOS SEDIMENTOS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Dissertação apresentada ao Pós-graduação em
Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente
da Universidade de Araraquara, como requisito
parcial para obtenção de título de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Leonardos Rios

Co-orientador: Prof. Dr. Juliano José Corbi

Araraquara, SP

2021

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela vida, pelos meus pais Neusa e Luiz que sempre se doarem e fizessem por mim o melhor que puderam, a minha esposa Mayra companheira e amiga de todas as horas e de todas as batalhas, ao meu filho Marcelo Augusto, joia mais preciosa que tenho, aos meus amigos de caminhada Danielle, Daiane, Denílson, Fernando, Gabriel, Maria Karoline, Paulo Albano e Plínio, pelos belos momentos passados juntos, ao meu orientador Prof. Dr. Leonardo Rios pela paciência e dedicação, ao meu Coorientador Prof. Dr. Juliano José Corbi pelo pronto atendimento na autorização da utilização de seus artigos como base deste trabalho, ao Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni pela presteza de sempre ajudar quando solicitado, aos professores do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da Universidade de Araraquara por todo o conhecimento desprendido, as secretárias do programa Ivani e Silvinha, pela paciência, bom humor e presteza para comigo e pôr fim a instituição de ensino a qual faço parte como servidor e professor do ensino básico, técnico e tecnológico, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo – IFSP, na qual através do edital interno nº 249/19 me proporcionou o financiamento integral desses estudos.

RESUMO

A água é um importante recurso natural, essencial para o suporte a vida terrestre. Porém, pelo seu uso de forma desmedida, vem agravando a crise hídrica planetária. Os impactos causados pelas ações antrópicas têm relação direta com os problemas de qualidade de água e dos sedimentos. O presente trabalho apresenta um estudo de correlação de variáveis ambientais multidimensionais, com objetivo de investigar os impactos causados pelas ações antropogênicas. Os estudos se dão através da correlação entre o uso e ocupação do solo e as análises de metais em sedimentos de oitos bacias hidrográficas, ao longo do espaço e do tempo, localizadas na região central do Estado de São Paulo. Para tal, foram utilizando imagens multiespectrais de satélites, ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), métodos estatísticos como a Análise de Componentes Principais (PCA) e métodos matemático para padronização e normalização dos dados, como a transformada logarítmica e o *z-score*. Verificou-se que nenhuma bacia apresentou boa qualidade nos sedimentos e que outros fatores ambientais como poluição atmosférica e hidrodinâmica podem influenciar diretamente na concentração de metais nos sedimentos das bacias hidrográficas.

Palavra-chave: PCA, Concentração de Metais nos Sedimentos, SIGs, Uso e Ocupação do Solo

ABSTRACT

Water is an important natural resource, essential for supporting terrestrial life. However, due to its excessive use, it has aggravated the global water crisis. The impacts caused by anthropic actions are directly related to water and sediment quality problems. The present work presents a study of the correlation of multidimensional environmental variables, aiming to investigate the impacts caused by anthropogenic actions. The studies are carried out through the correlation between land use and occupation and the analysis of metals in sediments from eight hydrographic basins, over space and time, located in the central region of the State of São Paulo. To this end, they used multispectral satellite images, Geographic Information Systems (GIS) tools, statistical methods such as Principal Component Analysis (PCA) and mathematical methods for standardization and normalization of data, such as logarithmic transform and z-score. It was found that none of the basins presented good quality in the sediments and that others environmental factors such as atmospheric pollution and hydrodynamics can directly influence the concentration of metals in the sediments of the hydrographic basins.

Keywords: PCA, Land Use Cover, SIGs, Concentration of Metals in Sediments.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características gerais dos locais de amostragem e uso e ocupação do solo	22
Tabela 2 – Classes de uso e ocupação do solo.....	26
Tabela 3 – Tabela de declividade das bacias de influência de C1 a C8	36
Tabela 4 – Legenda das classes de uso e ocupação do solo	39
Tabela 5 - Áreas de uso e ocupação do solo das bacias de influência nos anos de 2006 e 2016	43
Tabela 6 – Áreas de Proteção Permanente (APP) das bacias de influência nos anos de 2006 e 2016	47
Tabela 7 – Concentração de metais manganês, cádmio, zinco, cromo e ferro, nos sedimentos dos pontos de coleta C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016	49
Tabela 8 - Características físicas das bacias de influência dos pontos de coleta.....	50
Tabela 9 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com LOG	54
Tabela 10 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com LOG	56
Tabela 11 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com Z-SCORE.....	57
Tabela 12 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com Z-SCORE.....	58

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização geográfica dos pontos de coleta.....	22
Figura 2 – Gráficos de concentração de metais nos pontos de coleta C1 a C8.	23
Figura 3 - Mapa hidrográfico da área de estudo com a delimitação das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta.....	32
Figura 4 - Mapa topográfico da área de estudo com a delimitação das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta.....	32
Figura 5 – Modelo digital do terreno da área de estudo com a delimitação das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta.....	33
Figura 6 – Modelo digital do terreno da bacia C1 e C2	33
Figura 7 – Modelo digital do terreno da bacia C3 e C4	33
Figura 8 – Modelo digital do terreno da bacia C5 e C6	34
Figura 9 – Modelo digital do terreno da bacia C7 e C8	34
Figura 10 – Mapa de declividade C1 e C2	34
Figura 11 – Mapa de declividade C3 e C4	35
Figura 12 – Mapa de declividade C5 e C6	35
Figura 13 – Mapa de declividade C7 e C8	35
Figura 14 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C1	36
Figura 15 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C2.....	37
Figura 16 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C3	37
Figura 17 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C4.....	37
Figura 18 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C5.....	38
Figura 19 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C6.....	38
Figura 20 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C7.....	38
Figura 21 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C8.....	39
Figura 22 – Uso e ocupação do solo C1 LandSat 5 e LandSat 8.....	39
Figura 23 – Uso e ocupação do solo C2 LandSat 5 e LandSat 8.....	40
Figura 24 – Uso e ocupação do solo C3 LandSat 5 e LandSat 8.....	40
Figura 25 – Uso e ocupação do solo C4 LandSat 5 e LandSat 8.....	40
Figura 26 – Uso e ocupação do solo C5 LandSat 5 e LandSat 8.....	40
Figura 27 – Uso e ocupação do solo C6 LandSat 5 e LandSat 8.....	41
Figura 28 – Uso e ocupação do solo C7 LandSat 5 e LandSat 8.....	41
Figura 29 – Uso e ocupação do solo C8 LandSat 5 e LandSat 8.....	41
Figura 30 - Mapa de APP bacia C1 LandSat 5 e LandSat 8.....	44
Figura 31 - Mapa de APP bacia C2 LandSat 5 e LandSat 8.....	44
Figura 32 - Mapa de APP bacia C3 LandSat 5 e LandSat 8.....	44
Figura 33 - Mapa de APP bacia C4 LandSat 5 e LandSat 8.....	45
Figura 34 - Mapa de APP bacia C5 LandSat 5 e LandSat 8.....	45
Figura 35 - Mapa de APP bacia C6 LandSat 5 e LandSat 8.....	45
Figura 36 - Mapa de APP bacia C7 LandSat 5 e LandSat 8.....	46

Figura 37 - Mapa de APP bacia C8 LandSat 5 e LandSat 8.....	46
Figura 38 - Histograma dos dados brutos das características físicas da tabela 5	51
Figura 39 – Histogramas dos dados de características físicas após modelagem.....	51
Figura 40 - Histograma dos dados brutos de metais da tabela 4	52
Figura 41 – Histogramas dos dados de metais após modelagem	53
Figura 42 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com LOG	55
Figura 43 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com LOG	56
Figura 44 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com Z-SCORE.....	57
Figura 45 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com Z-SCORE.....	58
Figura 46 – PCA das áreas de uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com LOG	59
Figura 47 – PCA das áreas de uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com LOG	59
Figura 48 – PCA das áreas de uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com Z-SCORE.....	60
Figura 49 – PCA das áreas de uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com Z-SCORE.....	60
Figura 50 – PCA das áreas de APP das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com LOG.....	61
Figura 51 – PCA das áreas de APP das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com LOG.....	62
Figura 52 – PCA das áreas de APP das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com Z-SCORE	62
Figura 53 – PCA das áreas de APP das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com Z-SCORE	63

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1. Os impactos do uso e ocupação do solo na qualidade da água.....	13
2.2. A influência dos metais nos sedimentos na qualidade da água	16
2.3. Métodos de modelagem e correlação dos dados ambientais mais utilizados	18
3. JUSTIFICATIVA	20
4. OBJETIVOS	21
4.1. Objetivo Geral	21
4.2. Objetivos Específicos	21
5. METODOLOGIA.....	21
5.1. Áreas de estudos	21
5.2. Locais de amostragem	21
5.3. Concentração dos metais Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cádmiio (Cd), Chromo (Ch) e Manganês (Mn) no sedimento dos pontos de coleta.....	22
5.4. Digitalização da carta topográficas e hidrografia	25
5.5. Obtenção das imagens de satélite	25
5.6. Confecção dos mapas de uso e ocupação das bacias de influência	25
5.7. Confecção dos mapas de áreas de proteção permanente (APPs).....	26
5.8. Caracterização física das bacias hidrográficas	27
5.8.1. Comprimento da bacia (km)	27
5.8.2. Largura média da bacia (km).....	27
5.8.3. Fator de Forma (FF)	27
5.8.4 Perímetro (km).....	28
5.8.5. Área em (km ²).....	28
5.8.6. Índice de Capacidade (KC).....	28
5.8.7. Comprimento Axial (km)	28
5.8.8. Índice de Conformação (Fc)	28
5.8.9. Altura Máxima do Canal (m).....	28
5.8.10. Altura Mínima do Canal (m)	29
5.9.11 Comprimento do Canal (km).....	29
5.9.12 Declividade do Canal (m/km).....	29
5.9.13 Ordem dos cursos d'água	29
5.9.14 Número de Cursos d'água	30
5.9.15 Densidade dos cursos d'água (número de canais/km).....	30

5.10. Métodos de modelagem e correlação das variáveis ambientais	30
6. RESULTADOS	31
6.1. Mapas de hidrografia e topografia.....	31
6.2. Mapa do modelo digital do terreno.....	32
6.3. Mapas de declividade	34
6.4. Recortes das áreas das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8, das imagens dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, 2006 e 2016 respectivamente	36
6.5. Uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016	39
6.6. Mapas do uso do solo das áreas de proteção permanente (APPs) das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016	43
6.7. Concentração de metais, manganês, cádmio, zinco, cromo e ferro no sedimento dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016.....	48
6.7. Características físicas das bacias de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016 (Comprimento da bacia (km), Largura média da Bacia (km), Fator de Forma (Ff), Perímetro (km), Área (km ²), Índice de compacidade (KC), Comprimento axial (km), Índice de Conformação (Fc), Altura máxima do Canal (m), Altura mínima do canal (m), Comprimento do Canal (km), Declividade do Canal (m/km), Ordem dos cursos d'água, Número de Cursos d'água e Densidade dos cursos d'água (número de canais/km)	49
6.8. Análise Multivariada dos dados de uso do solo (vegetação nativa e área de plantio de cana) e concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco, cromo) no sedimento dos pontos de coleta das bacias hidrográficas de influência e das áreas de APPs C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, nos anos de 2006 e 2016	50
6.9. Correlação das variáveis de uso do solo (vegetação nativa e área de plantio de cana) e concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco, cromo) no sedimento dos pontos de coleta das bacias hidrográficas de influência e das áreas de APPs C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, nos anos de 2006 e 2016.....	53
7. DISCUSSÃO	63
8. CONCLUSÃO.....	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

1. INTRODUÇÃO

Considerada por muito tempo um recurso inesgotável, a água é o recurso natural mais abundante na natureza. Ela aparece em maior quantidade tanto no meio ambiente quanto no corpo humano, o que enfatiza sua importância para a manutenção da vida terrestre. Por ser considerada por muito tempo um recurso infindável, levou-se a sua utilização de forma desmedida, o que vem ocasionando uma crise hídrica planetária (SOARES e BARBOSA, 2020).

Com o crescimento da população mundial, a demanda por bens e serviços, que dependem dos recursos hídricos também aumentou. Eles são fundamentais para o desenvolvimento global de várias formas, seja através da prestação de serviços ecossistêmicos, criação de emprego, funções recreativas, dentre outros (OKUMAH e ANKOMAH-HACKMAN, 2020; NOBRE, 2020).

Além da importância da água, o uso da terra é um dos fatores essenciais dos processos ecossistêmicos, influenciam diretamente nos insumos poluentes, na vegetação ripária e no habitat. Um aumento nos níveis de nitrogênio e fósforo, elementos químicos encontrados em produtos utilizados no cultivo agrícola, que estão bem documentados na literatura, são uma das principais causas de eutrofização dos corpos d'água. A eutrofização é prejudicial aos ecossistemas aquáticos e pode ter altos custos econômicos devido aos custos elevados de tratamento de água e à limitação do seu uso (RAMIÃO; CÁSSIO; PASCOAL, 2020).

Segundo Benites-Lazaro (2020), a cultura de cana-de-açúcar é reconhecida como promissora no fornecimento de alimentos e bioenergia. A bioenergia tem recebido atenção mundial por aumentar a segurança energética, diminuindo a dependência de combustíveis fósseis e contribuindo na redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE). Apesar das vantagens da bioenergia em relação aos combustíveis fósseis, as safras cultivadas para biocombustíveis, podem ter impactos diretos ou indiretos sobre a biodiversidade, esgotamento da água, degradação e erosão do solo, que podem comprometer a produtividade agrícola e as emissões de GEE devido a mudanças no uso da terra.

O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo, tendo o Estado de São Paulo como o seu maior produtor, desse modo, as atividades antropogênicas no uso da terra são intensas. De acordo com os dados divulgados pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), o Estado de São Paulo é responsável por 53,7% da produção nacional de cana-de-açúcar. Se esta perspectiva se mantiver, o Estado será responsável pela produção nacional de

46,2% do etanol, totalizando 16,4 bilhões de litros e 62,6% do açúcar, totalizando 18,8 milhões de toneladas. A maior concentração de unidades de produção de açúcar e álcool, cerca de 42,29% do total de unidades do país, estão presentes no Estado, segundo dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) (NACHILUK, 2020).

Os números apresentados se dão pelo incentivo à produção de cana-de-açúcar, que começa em meados da década de 1930, quando o etanol passou a ser adicionado à gasolina usada como combustível para automóveis. Desde os anos 2000, houve uma aceleração acentuada da taxa de crescimento da indústria canavieira, com aproximadamente 90.000 km² de área plantada, de 2004 a 2018, a safra cresceu 156%. (DA SILVA, 2021).

Em geral, o maior percentual de uso antropogênico da terra está associado a um nível mais alto de atividades, que contribui para uma maior concentração de poluentes nos sistemas aquáticos em comparação com áreas naturais. No entanto, essa relação é interpretada de maneira inconsistente na literatura, devido às variáveis no ambiente físico, às mudanças nas atividades econômicas e ao emaranhamento das áreas naturais e antropogênicas em contato com os corpos d'água, dificultando uma avaliação abrangente (HALDAR, 2020).

Já sabemos que os recursos hídricos e o uso da terra estão interligados. O estresse hídrico é influenciado pelo tipo de uso e ocupação do solo e a sua intensidade. A variação da qualidade está altamente correlacionada com práticas antropogênicas inadequadas e processos de degradação da cobertura vegetal, como atividades agrícolas, incêndios florestais, desmatamento, urbanização, dentre outros (MENESES, 2015).

Na tentativa de explicar a correlação das variáveis ambientais com as variáveis de qualidade da água, métodos matemáticos e estatísticos tem sido amplamente empregados para investigar a correlação entre uso e ocupação do solo e qualidade da água (ZHOU, 2016). Aliado a esses métodos, ferramentas de sensoriamento remoto tem sido fundamentais para os propósitos da ciência da conservação, estudos anteriores analisaram o impacto dos dados em análises incluindo a classificação da cobertura do solo, erosão, medidas de fluxo e qualidade da água (FISHER et al, 2018).

O desenvolvimento de trabalhos que correlacionam dados ambientais, como o uso e ocupação do solo e variáveis físico-químicas, contribuem para um controle mais efetivo na preservação do meio ambiente, servindo como ferramentas auxiliares para o desenvolvimento de políticas públicas. Dessa forma, podemos garantir a disponibilidade hídrica para as gerações futuras, que é uma tarefa árdua e de extrema importância para a sociedade (LUSTOSA, 2020).

Este trabalho pretende estabelecer investigações através da utilização de ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), métodos estatísticos e matemáticos, correlacionar variáveis físico-químicas da qualidade da água com o uso e ocupação do solo, visando determinar os impactos que esses usos podem causar na qualidade da água das bacias hidrográfica de influência.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Os impactos do uso e ocupação do solo na qualidade da água

Desde os anos 1990, estudos são feitos sobre as influências do uso e ocupação do solo na qualidade da água, através de dados de uso e ocupação obtidos ao longo do tempo em muitas bacias hidrográficas (VENKATESWARLU et al, 2020).

A diminuição da qualidade da água se tornou um problema global, com a superfície terrestre sofrendo modificações em virtude das ações antropogênicas, como atividades agrícolas, desmatamentos e urbanização. Essas atividades contribuem para a alteração das características dos corpos d'água, modificando a temperatura e o volume de escoamento (BAILÃO, 2020; JHONSON, 2020).

Segundo o De Rezende (2002), a contaminação da água pode se dar de várias formas, por detritos como lixos e sedimentos, compostos orgânicos, elementos químicos tóxicos como os defensivos agrícolas e metais pesados, nutrientes como nitrato e fósforo e microrganismos indesejáveis como vírus e bactérias nocivos à saúde.

Os metais são indispensáveis para a manutenção da vida quando encontrados em equilíbrio, porém, metais pesados em altas concentrações são um dos contaminantes mais importantes, pois, aumentam os riscos geocológicos e afetam diretamente os ciclos biogeoquímicos naturais, devido à sua persistência a longo prazo nos solos e corpos d'água (KUMAR, 2020; TONELLI, 2020; FIERRO, 2017).

Segundo Verma (2020), os metais pesados estão naturalmente presentes em pequenas quantidades no meio ambiente e podem ser expostos por meio da ocorrência de processos naturais como erupções vulcânicas e incêndios florestais. A interferência humana pode fazer com que esses elementos se acumulem mais rapidamente, chegando a quantidades consideradas inseguras. Esses contaminantes inorgânicos representam um sério problema ambiental devido a sua poluição ser persistente, perdurando por longos períodos nos locais contaminados, além disso, possuem a capacidade de bioacumular na cadeia alimentar e causar biomagnificação.

As ações antrópicas, geralmente causada pela urbanização ou atividades agrícolas, ficam mais evidentes nos trabalhos de De Oliveira, Da Silva e Tavares (2020) e Corbi et al (2018). Ambos fizeram coletas para análise de qualidade da água em sistemas lóticos de pequeno porte próximos a zonas urbanas e rurais.

De Oliveira, Da Silva e Tavares (2020) chamam a atenção para cinco pontos de coletas em específicos, que estão sujeitos a ações antropogênicas em seus arredores. Dois dos cinco pontos em questão, apresentaram o metal pesado Cádmio (Cd) acima do valor máximo permitido (VMP). Nos demais três pontos, além do Cd acima do VMP, as análises apresentaram também outro metal pesado, o Manganês (Mn), também acima do VMP.

No trabalho de Corbi et al (2018), foram colhidas amostras de oito pontos. Os metais analisados foram detectados em maiores concentrações nos riachos localizados em áreas próximas ao cultivo da cana-de-açúcar do que nos riachos preservados. O Zinco (Zn) apresentou altas concentrações para um riacho localizado em áreas agrícolas e baixas concentrações para os riachos localizados em áreas preservadas. Assim como o Cd, o Zn é mobilizado no meio ambiente devido a processos naturais de erosão, incêndios florestais, erupções vulcânicas, atividade biológica e tem sido amplamente encontrado em fertilizantes. Portanto, o Zn pode ser transportado para ambientes aquáticos pelo processo de escoamento superficial em áreas adjacentes.

Os fertilizantes fosfatados podem conter Cd em concentrações variáveis na sua composição, dependendo da rocha fosfática da qual foram obtidos. A fertilização fosfática contínua pode causar acúmulo de Cd no solo, causando impactos ambientais devido à sua alta toxicidade (CORBI et al, 2018; BIZARRO et al. 2008; MASSABINI et al, 2002; BATALHA; PARLATORE, 1993).

Corbi et al (2018), menciona que o Cd foi detectado em baixas concentrações em todos os riachos, mas com altas concentrações em riachos sem mata ciliar, localizados em áreas de cana-de-açúcar. Em dois riachos localizados em áreas preservadas, não foi detectado a presença de Cd nas amostras. O Cd é um metal tóxico que geralmente é encontrado na natureza associado a outros metais como Zn e Pb (Chumbo).

O Ferro (Fe) foi detectado em altas concentrações em todos os riachos analisados. Esse fato pode estar relacionado ao tipo de solo existente na região que é rico em Fe. Por outro lado, o Fe não é considerado um metal tóxico para os organismos e está presente na hemoglobina de alguns animais, incluindo algumas espécies de insetos aquáticos. Cromo (Cr) e Mn também foram detectados em altas concentrações em riachos localizados em áreas impactadas. As maiores concentrações desses metais foram detectadas em riachos localizados

em áreas com atividade canavieira e as menores concentrações em áreas preservadas (CORBI et al, 2018).

Quintero (2017) em seu trabalho, aponta altos níveis de Cd em amostras de água de rios e poços localizados em campos de cana-de-açúcar, que possivelmente tem origem em agroquímicos aplicados à cultura. Também foram encontrados altos níveis de Arsênio (As) na superfície das águas subterrâneas, que podem estar relacionados tanto a fontes regionais (fontes geogênicas e antropogênicas) quanto a uma antiga fábrica de agroquímicos desativada na região.

Pelas danosas consequências ao organismo humano, o arsênio é considerado o elemento químico mais perigoso pela Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (*Agency of Toxic Substances and Disease Registry – ATSDR*), em sua Lista de Prioridades de Substâncias (*Substance Priority List*), onde a exposição ao arsênio levanta um importante problema de saúde pública (ATSDR, 2019). A introdução do arsênio no meio ambiente, principalmente nos sistemas aquáticos, ocorre de várias formas, por vias naturais ou antrópica.

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), a forma mais comum de exposição ao arsênio é através do consumo de água contaminada. As fontes naturais de contaminação por deste metal, incluem minerais e rochas que contém o elemento e também por fenômenos geotermiais e vulcânicos. Já as fontes antropogênicas são oriundas principalmente das atividades de mineração, onde as pilhas de rejeitos são as principais fontes de exposição do elemento no meio ambiente (DE LIMA RODRIGUES e MALAFAIA, 2010).

Em análises feitas por Zhang (2015) em seu trabalho sobre qualidade da água, agricultura e segurança alimentar, verificou-se as implicações na qualidade da água de elementos poluentes derivados da aplicação de fertilizantes e pesticidas em lavouras. Segundo o autor, a aplicação excessiva desses agroquímicos, se tornou uma das principais fontes de eutrofização de águas superficiais e a contaminação por nitratos em águas subterrâneas. Estes cenários são ameaças graves à segurança da qualidade da água, pois, tanto a cianotoxina quanto o nitrato, são de difícil remoção por processos convencionais de tratamento de água e seus efeitos adversos à saúde humana foram revelados por diversos levantamentos epidemiológicos, especialmente referentes às áreas rurais.

Lari et al (2014) em estudos feitos sobre resíduos de pesticidas em águas superficiais e subterrâneas de áreas de agricultura intensiva, concluiu que os estudos evidenciam a presença de resíduos de agroquímicos em corpos d'água. As amostras de águas superficiais foram consideradas mais contaminada do que a água subterrânea. Os níveis de organofosforados

(OPP), que são um grupo de compostos químicos amplamente utilizados no setor agrícola como inseticidas, mostram a maior concentração do que nas áreas preservadas.

Em todos os trabalhos analisados neste tópico, foram encontrados nas análises de qualidade da água, elementos químicos oriundos de agroquímicos nocivos à saúde, como os metais pesados As, Cd, Ch e Mn. Em síntese, Verma (2020), De Oliveira, Da Silva e Tavares (2020), Corbi et al (2018), Quintero (2017), Zhang (2015), Lari et al (2014) e De Lima Rodrigues e Malafaia (2010), mostram consonância na relação direta dos impactos de uso e ocupação do solo na qualidade da água.

2.2. A influência dos metais nos sedimentos na qualidade da água

A qualidade da água está relacionada muitas vezes às características organolépticas, perceptíveis pelo ser humano, através do paladar, do olfato e da visão, porém, esses fatores estão ligados apenas as percepções humanas. Parâmetros orgânicos ligados à esgotos domésticos e industriais têm sido utilizados nos estudos da qualidade da água. Contaminantes inorgânicos ganharam maior visibilidade com os estudos de contaminação por metais pesados, dada a toxicidade desses elementos. Apesar dos problemas conhecidos associados à presença de metais pesados na água, esses elementos ainda não são integrados aos Índices de Qualidade da Água (RIBEIRO et al, 2012).

Além dos metais pesados, como visto no tópico 2.1, a queima de combustíveis fósseis, emitem Pb, Cd, Zn e Cu, que particulados durante o processo de combustão ficam suspensos na atmosfera e precipitam até o solo, contaminando os corpos de águas (BELLUTA et al, 2008). Segundo Poletto e Martinez (2011), este tipo de poluição é denominada poluição difusa, devido ao seu mecanismo de distribuição, que está geralmente associada a forma com que ocorre o transporte desses metais, onde ao final são absorvidos pelos sedimentos.

Na avaliação da contaminação e poluição de ecossistemas aquáticos, os sedimentos têm grande importância. Para isso, diversos pesquisadores têm utilizado análises estatísticas, modelos matemáticos, resoluções e normas, com o intuito de explicar os problemas ambientais. (NOGUEIRA et al, 2021). Considerados como um compartimento de acumulação de poluentes, os sedimentos têm altas capacidades de sorção e acumulação associada, o que justifica seu uso como um bom indicador de poluição ambiental, possibilitando o conhecimento das principais fontes de poluição em sistemas aquáticos (JESUS et al, 2004).

Os sedimentos têm valores ecológicos, sociais e econômicos. Considerado de suma importância nos ecossistemas aquáticos, é responsável por proporcionar suporte a vida e formar uma variedade de ambientes e habitats. Funciona como estrutura para que organismos

vivam no seu interior ou na água. Desse modo, a proteção da qualidade dos sedimentos é necessária, como prova a qualidade dos ambientes aquáticos (BRITO, 2014).

Os trabalhos de Nogueira et al (2021), Brito (2014), Ribeiro (2012), Poletto e Martinez (2011), Belutta et al (2008) e Jesus et al (2004) e mediram o nível de contaminação dos sedimentos por metais pesados.

Nogueira et al (2021) em seu trabalho, conclui que as ações antrópicas alteraram a dinâmica ambiental da área de estudos, gerando aumento na concentração de metais potencialmente tóxicos nos sedimentos. O autor ainda enfatiza que alterações desta magnitude têm consequências graves na degradação ambiental dos sedimentos e águas.

Brito (2014) em sua tese, chegou a mesma conclusão em relação a Nogueira et al (2021) na questão da influência das ações antrópicas na alteração da dinâmica ambiental. O autor salienta que em seus estudos, constatou-se predominância de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos de origem pirogênica nos sedimentos do manancial estudado, sendo associado às emissões veiculares, reforçando o argumento de Belutta et al (2008).

Ribeiro (2012) evidencia a contaminação por metais em duas áreas, oriundas de fontes pontuais de poluição, associada a indústria, com altos valores dos metais dissolvidos na água. O autor também menciona em seu trabalho a influência da agropecuária, onde foram consideradas mudanças significativas para os metais pesados ao longo do segmento analisado.

No trabalho de Poletto e Martinez (2011), os autores mencionam as consequências do crescimento industrial desordenado, devido liberação de compostos metálicos nos corpos d'água que por precipitação são absorvidos pelos sedimentos no fundo, causando os ecossistemas, reforçando o argumento de Jesus et al (2004).

Belutta et al (2008), identificou em seu trabalho, uma elevação abrupta das concentrações de metais Cd, Ni, Zn, Pb e Cu dissolvidos em água, devia a ação antrópica causa por agricultura com o uso indiscriminado de agroquímicos. Neste mesmo estudo, o autor menciona elevados valores de concentração de metais também nos sedimentos, assim como menciona Ribeiro (2012).

Jesus et al (2004) em suas considerações, ressalta a questão das ações antrópicas como colaboradoras para aumento da concentração de metais pesados nos sedimentos das bacias de influência, entrando em consonância com Brito (2014), Ribeiro (2012), Poletto e Martinez (2011) e Belutta et al (2008).

É perceptível com os resultados demonstrados pelos autores que os as ações antrópicas influenciam na qualidade dos sedimentos, aumentando a carga de metais dissolvidos na água. De modo geral, os autores em suas considerações finais, demonstram preocupação em torno

do aumento das cargas de poluentes dispersos nos corpos d'água que são absorvidos pelos sedimentos, recomendando o desenvolvimento de políticas públicas a fim de proteger a qualidade desses sedimentos (NOGUEIRA et al, 2021; BRITO, 2014; RIBEIRO et al, 2012; POLETO; MARTINEZ, 2011; BELLUTA et al, 2008; JESUS et al, (2004).

2.3. Métodos de modelagem e correlação dos dados ambientais mais utilizados

Vários métodos matemáticos e estatísticos tem sido ferramentas amplamente utilizadas para estabelecer correlações entre variáveis ambientais (ZHOU, 2016). Os métodos estatísticos mais comuns para a investigação de correlação dessas variáveis são os métodos multivariados, dentre eles a Análise de Componentes Principais (PCA). O método é relativamente simples, consiste em encontrar combinações entre diversas variáveis que estão em diferentes dimensões (escalas) e que naturalmente não se relacionam (MANLY; ALBERTO, 2008).

Os elementos da PCA são chamados de componentes principais (PCs) e apresentam propriedades importantes, onde cada componente principal é uma combinação linear de todas as variáveis originais. Os PCs são independentes entre si e tem o propósito reter em ordem de relevância o máximo de informação possível contida em um conjunto de dados. A PCA está ligada a redução de massa de dados, tentando obter a menor perda possível de informação. Em síntese, o método atua de forma a redistribuir a variação observada nos eixos originais, de forma a se obter um conjunto de eixos ortogonais não correlacionados (NASCIMENTO et al, 2020; SILVA et al, 2020; VARELLA, 2008).

Vários trabalhos que correlacionam variáveis ambientais utilizam o método PCA para interpretação de resultados. No trabalho sobre inferência do índice de qualidade da água, os autores Sahoo, Patra e Khatua (2015), utilizaram a PCA para correlacionar as diversas variáveis ambientais. Em suas conclusões, é destacado a eficiência do método, fornecendo uma base estatística para expressar de forma simplificada em um índice de qualidade da água. Outros trabalhos com abordagens semelhantes utilizaram a PCA para identificar os principais componentes da qualidade da água (DALAL et al, 2009; SINGH et al, 2004; SIMEONOV et al, 2003; ALBERTO et al, 2001, HELENA et al, 2000, VEGA et al, 1998).

Demonstrando a versatilidade do método, Batur e Maktav (2018), visando reduzir a quantidade de dados gerados pelas amostras, utilizaram PCA com estrutura ortogonal, que é um método computacional de fusão de imagens para o melhoramento dos resultados obtidos. Segundo os autores, em aplicações onde o número de bandas espectrais é muito grande, o

tamanho dos dados e a dependência são reduzidos para extrair os dados e características úteis, reforçando a afirmação de Nascimento et al (2020), Silva et al (2020) e Varella (2008).

Há necessidade de estabelecer correlações entre variáveis de diferentes escalas, o que ocorre frequentemente em trabalhos de análise ambiental, é necessário que os dados passem por um processo de padronização e/ou normalização. Um método matemático muito utilizado no processo de normalização é a transformada logarítmica. Normalmente em trabalhos com muitas variáveis em diferentes escalas, é comum observar o fenômeno de assimetria dos dados, para esses casos, aplica-se a transformação logarítmica, visando assegurar a homogeneidade das variâncias, ou seja, corrigir os erros de distribuição dos dados, buscando uma distribuição normal (CONAGIN, 1955).

A aplicação prática do modelo está bem implementada nos trabalhos de Do Nascimento Scarassatti, Benatti, De Moraes (2021), Araújo (2021), Calixto (2020), Alvarenga (2011) e Donadio, Galbiatti, Paula (2005), onde os autores relatam que o tratamento logarítmico dos dados diminui a assimetria da distribuição dos dados analisados. A transformada logarítmica se dá por:

$$Z = \log(x)$$

onde x é o valor bruto do dado a ser normalizado. Em casos que o valor do dado é zero, aplica-se o valor $\log +1$, para que após a aplicação da transformada o valor retorne a zero. (HARA, 2019; SANTOS et al, 2015; MARCUZZO, 2014).

Um método de padronização de dados muito utilizado é o *z-score* ou pontuação padrão. O *z-score* corresponde ao número de desvios padrão que é dado pelo valor de uma pontuação bruta, que pode estar acima ou abaixo do valor médio da variável em observação. Pontuações brutas acima da média são consideradas positivas, pontuações brutas abaixo da média são consideradas negativas. As pontuações são calculadas da seguinte forma:

$$Z = \frac{x - \mu}{\sigma}$$

onde x é o valor bruto, μ é a média e σ é o desvio padrão (CURTIS et al, 2016).

Os métodos de padronização *z-score* e normalização por transformada logarítmica são independentes, mas podem se tornar complementares, sendo utilizados em conjunto quando necessário. A utilização desses métodos é muito comum em trabalhos que necessitam

correlacionar variáveis de diferentes dimensões, o que ocorre com frequência nos trabalhos de análises ambientais. Os dados muitas vezes necessitam de normalização para corrigir a distribuição das variâncias e a padronização para manter os dados na mesma escala, o que ocorre neste trabalho.

Para medir a correlação das variáveis ambientais, muitos trabalhos como de Da Silva, Bezerra, Do Rêgo (2021), Gomes, Cavalcante (2017) e Menezes et al (2014), utilizaram a Matriz de Correlação de Pearson em suas análises. A matriz é utilizada para análise estatística dos dados em diversas dimensões, identificando as variáveis envolvidas que se relacionam entre si. A determinação do grau de relação entre duas variáveis é dada pelo coeficiente de Pearson, também chamado de coeficiente de correlação. Este coeficiente pode assumir apenas valores entre -1 e 1, onde o valor mais próximo de -1 indica maior correlação negativa ou inversamente proporcional, mais próximo de 1 corresponde a correção positiva ou diretamente proporcional e próximo a zero indica baixa correlação ou correlação nula. O cálculo do coeficiente de Pearson se dá por:

$$r = \frac{\sum(x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x - \bar{x})^2 \sum(y - \bar{y})^2}}$$

onde x e y são as médias de amostra (LIDIANE et al, 2018).

3. JUSTIFICATIVA

Mediante a crise hídrica vivida atualmente pelo planeta Terra, determinar e monitorar os impactos do uso e ocupação do solo nas alterações dos ecossistemas são de extrema importância. O uso de SIGs, métodos matemáticos e estatísticos, permitem que os dados sejam analisados de forma minuciosa, utilizando dados multidimensionais e quantificando não apenas os parâmetros de qualidade da água e dos sedimentos, mas a integração dos parâmetros fisiográficos das bacias hidrográficas, detalhando as condições ambientais nelas existentes. Trabalhos que correlacionam dados ambientais, tem uma contribuição significativa para o auxílio no controle de preservação do meio ambiente, atuando como ferramentas auxílio para o planejamento de ações mais precisas.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo Geral

Verificar se existem correlações entre os usos e ocupação do solo e concentração de metais no sedimento das bacias hidrográficas de influência.

4.2. Objetivos Específicos

- Verificar se a variação no uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas de influência de cada ponto de coleta, refletem a variação da concentração de metais no sedimento dos respectivos pontos.
- Investigar a existência de algum tipo de uso e ocupação do solo que está correlacionado a variação da concentração de metais no sedimento.
- Avaliar se variáveis físicas da bacia hidrográfica tem correlação com a concentração de metais no sedimento dos pontos de amostragem.

5. METODOLOGIA

5.1. Áreas de estudos

As áreas de estudos são bacias hidrográficas de influência de córregos, com predominância de cultura canavieira e cerrado em seus arredores e estão localizadas na região central do interior do Estado de São Paulo. Estão em altitudes que variam entre 500 e 700m, os corpos d'água possuem baixa velocidade ($<1\text{m/s}^{-1}$), baixa profundidade ($<1,5\text{m}$) e largura estreita ($<2\text{m}$). Possuem 70% de areia fina em seus substratos e baixa matéria orgânica nos sedimentos aquáticos ($<25\%$). A precipitação anual normal nas bacias hidrográficas é de cerca de 1400 mm, a estação chuvosa ocorre entre outubro e março e a estação seca ocorre de abril a setembro (CORBI et al, 2018).

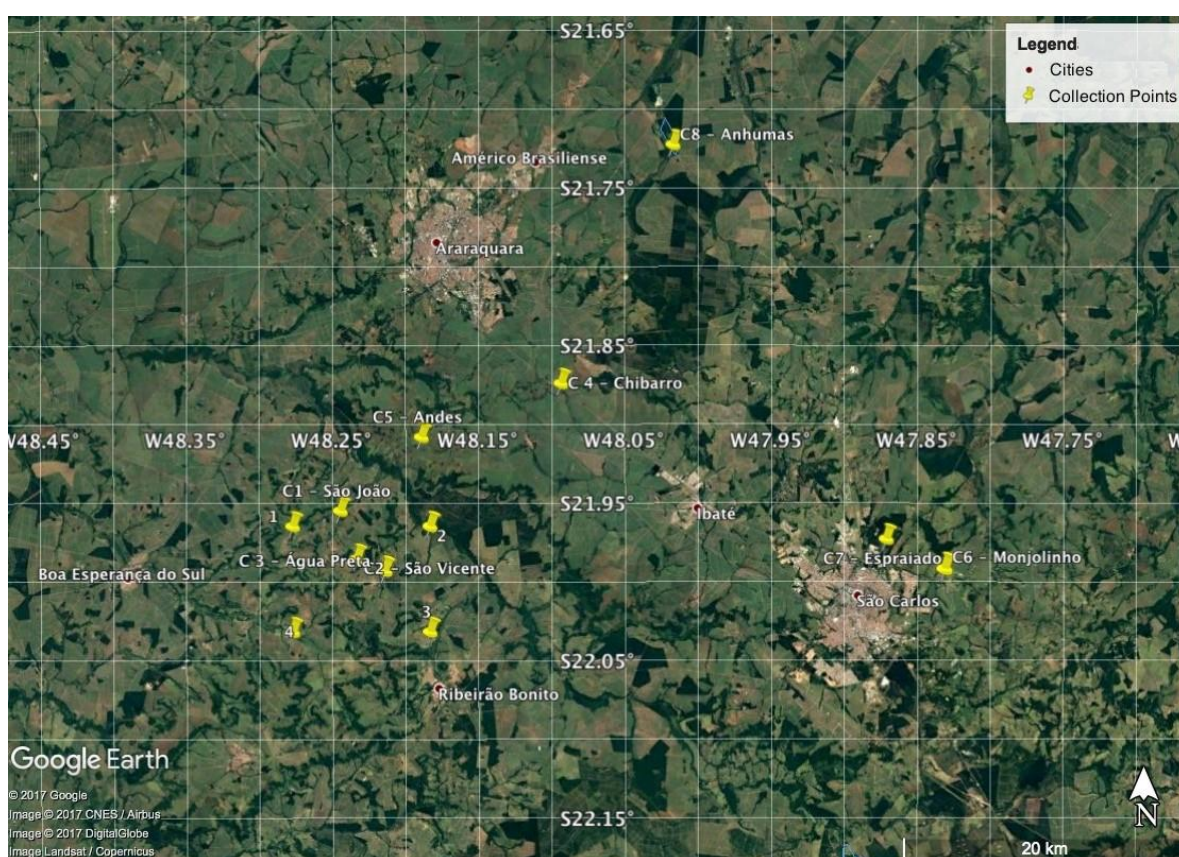
5.2. Locais de amostragem

Serão utilizados os resultados das análises de qualidade da água de oito córregos, amostrados por Corbi et al, (2018, 2006), durante o ano de 2006 e 2016. Os córregos estão localizados nas bacias dos rios Jacaré-Guaçu e Moji-Guaçu em municípios do interior do estado de São Paulo, conforme Tabela 1 e Figura 1.

Tabela 1 - Características gerais dos locais de amostragem e uso e ocupação do solo

Ponto de Coleta	Córrego	Cidade	Uso e Ocupação do Solo	Coordenada Geográfica UTM23S (X, Y)
C1	São João	Ribeirão Bonito	Cana-de-açúcar	164933,7568655
C2	São Vicente	Ribeirão Bonito	Cana-de-açúcar	166126,7564608
C3	Água Preta	Ribeirão Bonito	Cana-de-açúcar	167954,7563420
C4	Chibarro	Araraquara	Cana-de-açúcar	180091,7577034
C5	Andes	Araraquara	Cana-de-açúcar	169894,7572572
C6	Monjolinho	São Carlos	Vegetação Ribeirinha	207260,7564368
C7	Espraiado	São Carlos	Vegetação Ribeirinha	203459,7567083
C8	Anhumas	Américo Brasiliense	Vegetação Ribeirinha	187419,7593850

Figura 1 – Localização geográfica dos pontos de coleta



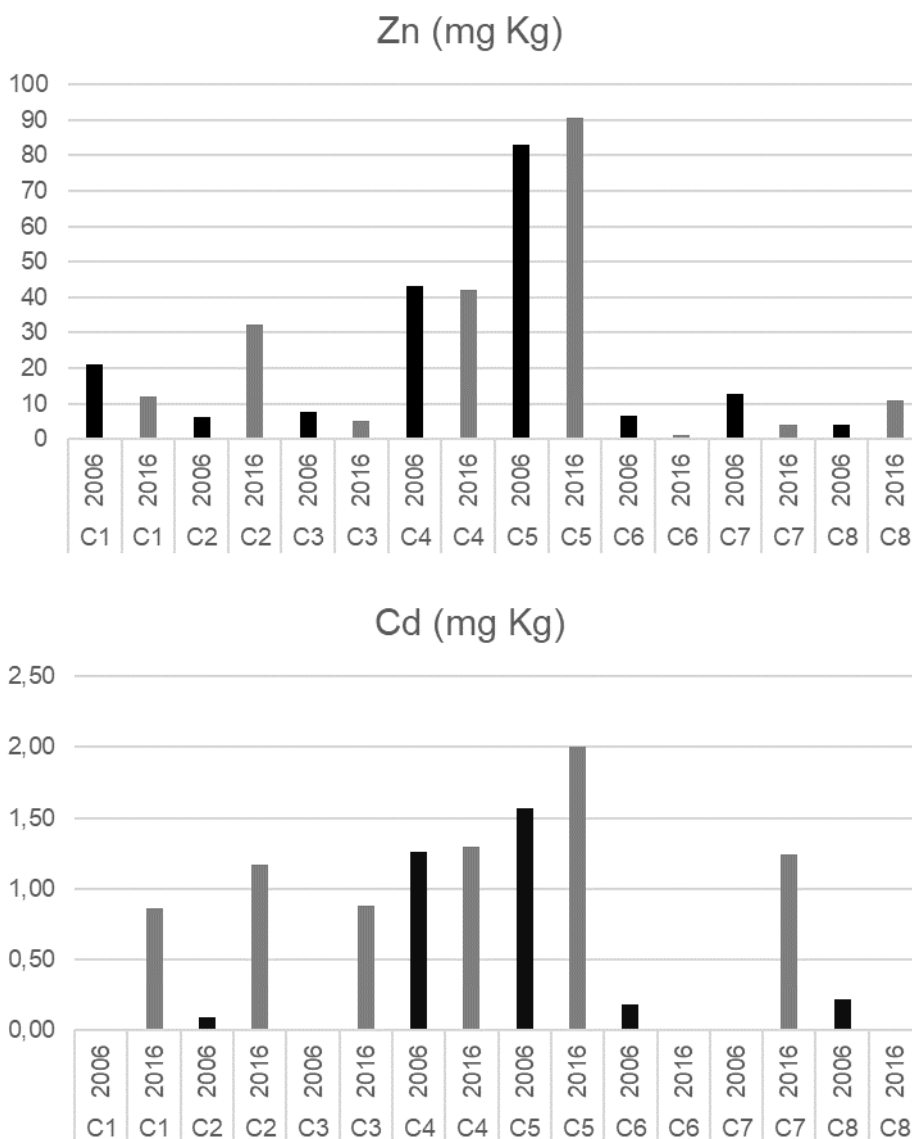
Fonte: Corbi et al (2018).

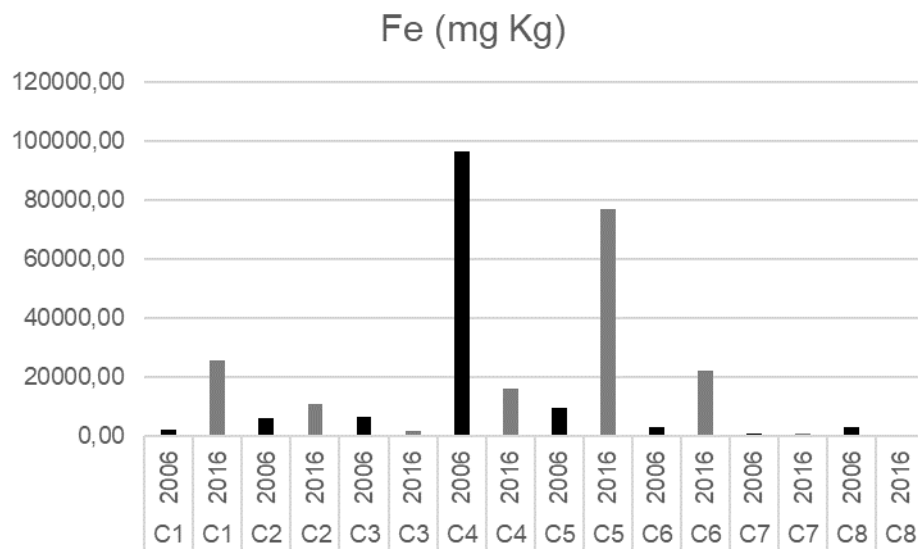
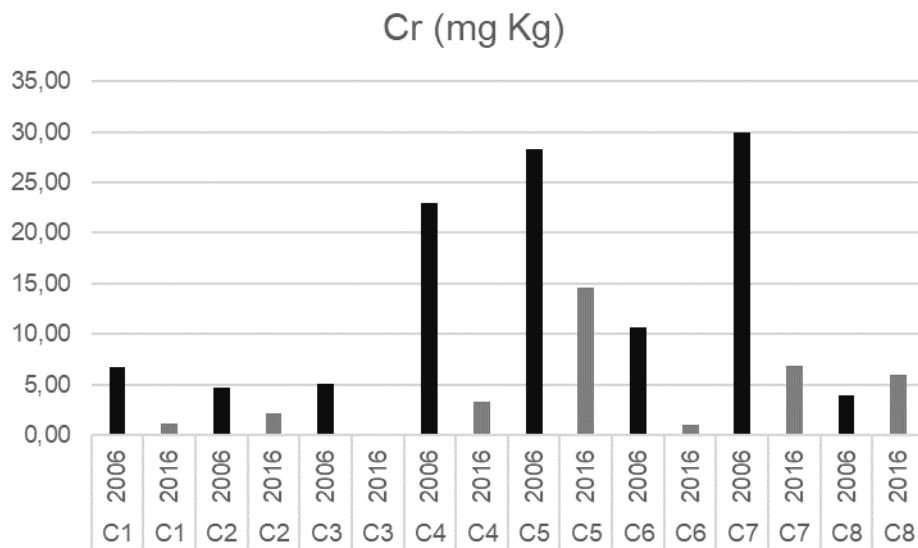
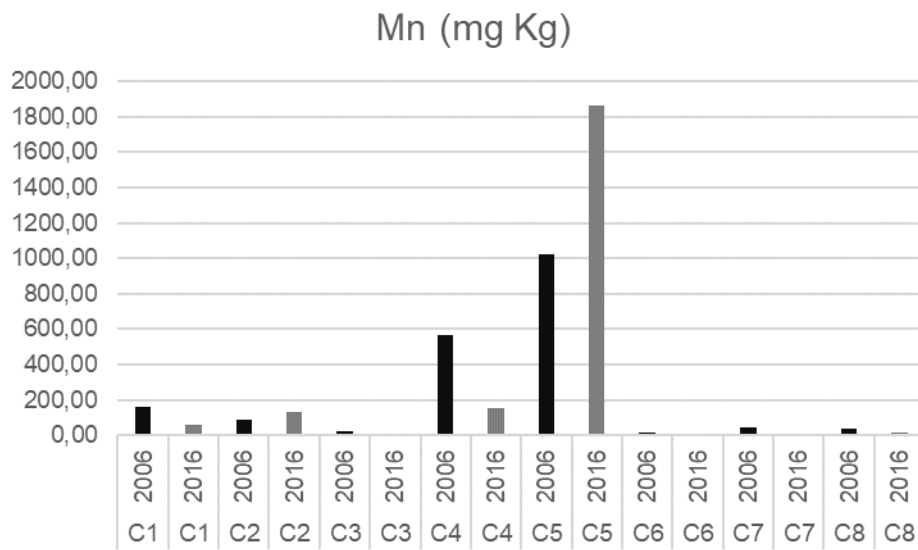
5.3. Concentração dos metais Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cádmiio (Cd), Chromo (Ch) e Manganês (Mn) no sedimento dos pontos de coleta

Os dados das concentrações de metais nos sedimentos foram extraídos dos gráficos apresentado por Corbi et al (2018). Para extração dos dados dos gráficos, foi utilizado o *software* GETDATA GRAPH DIGITIZER, que permite através da imagem de um gráfico, reconstruir o plano cartesiano. Com a reconstrução do plano, é possível criar pontos na imagem, onde o *software* determina o valor exato de cada ponto, baseado nas métricas de

reconstrução dos eixos. Os gráficos mostram a concentração dos metais Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cádmio (Cd), Chromo (Ch) e Manganês (Mn), nas análises de qualidade da água dos pontos de amostragem, conforme figuras 2.

Figura 2 – Gráficos de concentração de metais nos pontos de coleta C1 a C8.





Fonte: Elaborado com base em Corbi et al (2018).

5.4. Digitalização da carta topográficas e hidrografia

Foram digitalizadas as cartas topográficas do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) na escala 1:50.000 completas de Araraquara (SF-22-X-D-VI-4) e Ibaté (SF-23-V-C-IV-3) e parcialmente as cartas de São Carlos (SF-23-Y-A-I-1), Rincão (SF-22-X-D-VI-2), Boa Esperança do Sul (SF-22-X-D-VI-3), Porto Pulador (SF-23-V-C-IV-1), Ribeirão Bonito (SF-22-Z-B-III-2) e Durado (SF-22-Z-B-III-1), para as feições de hidrografia e topografia. As digitalizações foram realizadas no *software* CARTALINX, onde foram corrigidos o datum de Correio Alegre para SIRGAS 2000 através do módulo RESAMPLE, levando em consideração as diferenças das coordenadas nos dois datums. Posteriormente, foi alterado o sistema de referência de UTM para latitude e longitude, a fim de unir todas as cartas com o módulo CONCAT, visto que a região está entre os fusos 22 e 23 sul. Posteriormente, foi adotado o fuso 23 sul como referência e convertidos os arquivos para UTM-23S, a fim de corresponder com as imagens de satélite.

A topografia digitalizada foi exportada para o *software* IDRISI TERRSET, onde foi elaborado o mapa de modelo digital do terreno com o módulo TIM INTERPOLATION. O modelo digital do terreno foi utilizado para elaborar o mapa de declividade através do módulo SLOUP. Posteriormente o mapa de declividade foi reclassificado no módulo RECLASS, para as seguintes classes de declividade: 0 a <5 %, de 5 a <10%, de 10 a <20%, 20 a <35% e > 35% de inclinação da rampa.

5.5. Obtenção das imagens de satélite

Foram obtidas imagens de satélite em tons de cinza, nas bandas espectarias 3, 4 e 5 para o satélite LandSat 5 e bandas 4, 5 e 6 para LandSat 8, ambas sem cobertura de nuvens e o mais próximo possível das datas das coletas dos parâmetros físico-químicos feitos por Corbi et al (2006 e 2018). As imagens obtidas foram necessárias para o levantamento do uso e ocupação do solo nos anos de 2006 e 2016. Todas as imagens foram obtidas através do catálogo de imagens do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), disponível no sítio de internet <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>.

5.6. Confeção dos mapas de uso e ocupação das bacias de influência

Pelo fato de as imagens dos satélites serem disponibilizadas em tons de cinza, foi necessário o processamento das imagens para gerar uma única imagem de cada satélite com composição falsa cor. As imagens em falsa cor são necessárias para facilitar a identificação

dos tipos de uso do solo. Com as imagens compostas por falsa cor, foram desenvolvidos os mapas de uso e ocupação do solo das bacias de influência de cada ponto de coleta, a fim de determinar os tipos de uso e ocupação solo das respectivas bacias de influência.

Para o desenvolvimento dos mapas de uso e ocupação do solo, foi estabelecida uma tabela de identificação com os tipos de ocupação dos solos previstos nas regiões dos pontos de coleta, que estão divididos em classes, atribuindo um identificador para cada tipo de solo, conforme tabela abaixo.

Tabela 2 – Classes de uso e ocupação do solo

Identificador	Classe
1	Área Urbanizada
2	Cana
3	Pasto
4	Reflorestamento
5	Solo Exposto
6	Vegetação Nativa

Fonte: Próprio autor

Após determinação dos identificadores e dos tipos de solo, as imagens com polígonos. Cada polígono recebe um identificador, sendo um para cada tipo de classe, assim foi obtido uma amostragem dos tipos de solo mapeados por cada polígono. Essas amostras são essenciais para o treinamento do algoritmo que irá desenvolver o mapa de uso e ocupação do solo.

Devido à proximidade das assinaturas espectrais dos alvos não foi possível estabelecer com confiabilidade o uso e ocupação do solo com o método descrito. Desta forma, optou-se por digitalizar o contorno de cada uso e ocupação do solo das respectivas bacias hidrográficas e nos dois períodos 2006 e 2016.

Os dados de uso e ocupação do solo foram utilizados para verificação de possíveis ocorrências de variação no uso e ocupação das áreas das bacias de influência de cada ponto de coleta, a fim de verificar se a variação no uso e ocupação influenciou na concentração de metais no sedimento e sua importância como parâmetro de análise ambiental.

5.7. Confecção dos mapas de áreas de proteção permanente (APPs)

Com o mapa de hidrografia foram gerados mapas de áreas de proteção permanentes de acordo com o estabelecido no novo código florestal brasileiro utilizando o módulo BUFFER.

Foi adotado para cada segmento de rio ou lago a distância necessária para as Áreas de Preservação Permanentes (APPs) de acordo com a largura do corpo d'água. Posteriormente foi realizada para cada mapa de uso e ocupação do solo uma sobreposição do mapa de APPs e uso do solo, multiplicando dois mapas através do módulo OVERLAY. Foi adotado o valor do pixel de 1 (um) para dentro da área de APP e 0 (zero) fora das áreas de APPs. Assim, obteve-se o uso e ocupação do solo dentro das áreas de APPs, o que possibilitou verificar a influência da ocupação dessas áreas com outros usos que não seja de vegetação nativa, na concentração de metais no sedimento dos respectivos pontos de amostragem.

5.8. Caracterização física das bacias hidrográficas

A determinação das características físicas das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coletas, foram realizadas de acordo com Porto et al (1999). Os dados para determinação das características físicas das bacias hidrográficas foram obtidos através do SIG IDRISI TERRSET com os mapas digitalizados de hidrografia, topografia, modelo digital do terreno e delimitação das bacias de influência dos pontos de coleta.

5.8.1. Comprimento da bacia (km)

O comprimento da bacia foi determinado no utilizando o software CARTALINX, traçando uma linha no maior eixo longitudinal da bacia e medido em km.

5.8.2. Largura média da bacia (km)

A largura média é obtida dividindo-se a área da bacia em faixas perpendiculares, onde o polígono formado pela união dos pontos extremos dessas perpendiculares se aproxime da forma da bacia real.

5.8.3. Fator de Forma (FF)

O cálculo do Fator de Forma (FF) se dá em razão da largura média da bacia e o comprimento axial. O comprimento axial é medido da saída da bacia até seu ponto mais remoto, seguindo as grandes curvas do corpo d'água principal. A largura média é obtida através da divisão da área da bacia em faixas perpendiculares, onde o polígono formado pela união dos pontos extremos dessas faixas se aproxime da forma da bacia real.

5.8.4 Perímetro (km)

O perímetro foi determinado pelo utilizando o software CARTALINX, através da linha de contorno da bacia e medido em km.

5.8.5. Área em (km²)

A área em km² foi determinado através do software CARTALINX, através do polígono formado pelo contorno da bacia.

5.8.6. Índice de Capacidade (Kc)

O Índice de Capacidade (Kc) é definido como sendo a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência do círculo de área igual à bacia, que se dá pela seguinte fórmula.

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

onde P é o perímetro da bacia em km e A é a área da bacia em km².

5.8.7. Comprimento Axial (km)

O comprimento axial é medido da saída da bacia até seu ponto mais extremo, seguindo as grandes curvas do rio principal (não se consideram as curvas dos meandros).

5.8.8. Índice de Conformação (Fc)

Para o cálculo do Índice de Conformação (Fc), se dá através da fórmula.

$$F_c = \frac{A}{L^2}$$

onde A é a área da bacia e L é o comprimento axial.

5.8.9. Altura Máxima do Canal (m)

Utilizando o software IDRISI TERRSET, a altura máxima do canal foi determinada sobrepondo o mapa vetorial da hidrografia sobre o mapa de modelo digital do terreno de cada bacia e verificado qual nascente tinha a maior altitude.

5.8.10. Altura Mínima do Canal (m)

Utilizando o software IDRISI TERRSET, a altura mínima do canal foi determinada sobrepondo o mapa vetorial da hidrografia sobre o mapa de modelo digital do terreno de cada bacia e verificado qual a altitude do ponto de coleta na bacia de influência.

5.9.11 Comprimento do Canal (km)

No software CARTALINX, utilizou o mapa de hidrografia de cada bacia de influência e deletou os canais adjacentes, deixando apenas o canal principal, determinando dessa forma o comprimento desse canal.

5.9.12 Declividade do Canal (m/km)

Uma das maneiras de se calcular a Declividade da bacia consiste em definir para a malha quadrada, as cotas médias de cada quadrícula. A declividade de cada quadrícula será definida pela maior diferença de cotas entre duas quadrículas vizinhas, dividida pela dimensão linear da quadrícula. Este procedimento é perfeitamente aplicável utilizando SIGs.

A declividade do canal por ser calculada aplicando a seguinte forma.

$$S_1 = \frac{\Delta H}{L}$$

onde ΔH é a variação da cota entre os dois pontos extremos e L é o comprimento em planta do rio.

5.9.13 Ordem dos cursos d'água

A classificação da ordem dos cursos d'água se dá pela união de canais, sendo que os canais que não possuem tributários são considerados de primeira ordem, a união de dois canais de primeira ordem forma um segmento de segunda ordem e assim sucessivamente.

Para calcular a densidade de cursos d'água, utiliza-se a fórmula.

$$D_s = \frac{N_s}{A}$$

onde N_s é o número de cursos d'água e A é a área da bacia.

5.9.14 Número de Cursos d'água

O número de cursos d'água foi determinado utilizando o software CARTALINX através do mapa de hidrografia de cada bacia de influências dos pontos de coleta, onde foram contados os canais.

5.9.15 Densidade dos cursos d'água (número de canais/km)

Por fim, o cálculo da densidade dos cursos d'água se dá pela fórmula.

$$D_d = \frac{L}{A}$$

onde L é o comprimento total dos cursos d'água e A é a área da bacia.

5.10. Métodos de modelagem e correlação das variáveis ambientais

Para a padronização dos dados foi utilizado a transformada logarítmica e para a normalização dos dados foi utilizado o método de *z-score*.

Na análise de correlação foi utilizada a matriz de correlação de Pearson, com o objetivo de medir o grau de correlação entre as variáveis. As correlações são apresentadas em formas de elipses, quanto maior a espessura da elipse maior é a correlação. As cores indicam os sentidos das correlações, a cor azul indica correlação positiva (diretamente proporcional) e vermelha indica correlação negativa (inversamente proporcional). A tonalidade das cores indica a intensidade das correlações, as tonalidades mais escuras indicam correlações fortes e as tonalidades mais claras indicam correlações fracas. Variáveis sem elipses e fundo de cor branca indicam correlação nula. Na matriz de correlação, foi aplicado o fator $p < 0.05$, onde p é a probabilidade de significância da variável.

Uma matriz de correlação inicial foi gerada para verificar quais variáveis seriam descartadas para evitar uma polarização das variáveis que tenham naturalmente uma forte correlação.

Dada a matriz de correlação, as variáveis com baixa significância, ou seja, que tiveram fator de correlação menor que 5% foram descartadas. Para melhor identificação das variáveis de baixa significância, foram utilizadas caixas cinzas que contornam as elipses.

Foram descartadas as variáveis de APP Área de Reflorestamento 2006 e 2016, por não terem dados amostrais. Também foram descartados os dados de áreas de uso e ocupação do

solo e APPs em escala de percentual, por se tratar de dados repetidos amostrados apenas em escala diferente. As variáveis de Área de Cana 2006 e 2016 e Área de Solo Exposto 2006 e 2016 foram transformadas em Área de Cultivo de Cana 2006 e 2016, pelo fato das variáveis representarem o mesmo dado. As variáveis APP Área de Cana 2006 e 2016 e APP Área de Solo Exposto 2006 e 2016, sofreram o mesmo procedimento das variáveis Área de Cana e Solo Exposto, tornando APP Área de Cultivo de Cana 2006 e 2016.

As variáveis de Área Urbanizada 2006 e 2016, Área de Pasto 2006 e 2016, APP Área Urbanizada 2006 e 2016 e APP Área de Pasto 2006 e 2016 foram descartadas pela baixa significância amostral.

A PCA foi gerada através dos dados gerados pela matriz de correlação de Pearson, visando estabelecer uma análise mais aprofundada dos cenários das bacias hidrográficas. A análise está organizada da seguinte maneira, foram criados três grupos, o grupo Áreas que detêm as variáveis de uso e ocupação do solo, o grupo APPs que detêm as variáveis de áreas de preservação permanente e o grupo Metais que detêm as variáveis de metais dos sedimentos das bacias de influência. Cada grupo recebeu uma cor para facilitar a visualização, sendo a cor verde para Áreas, laranja para APPs e vermelho para Metais.

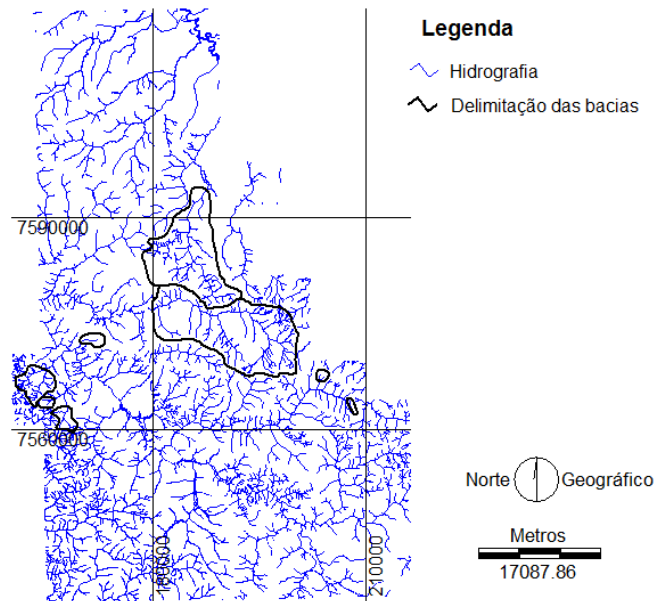
Todos os métodos estatísticos utilizados neste trabalho como a matriz de correlação de Pearson e PCA, foram aplicadas utilizando o software estatístico PAST.

6. RESULTADOS

6.1. Mapas de hidrografia e topografia

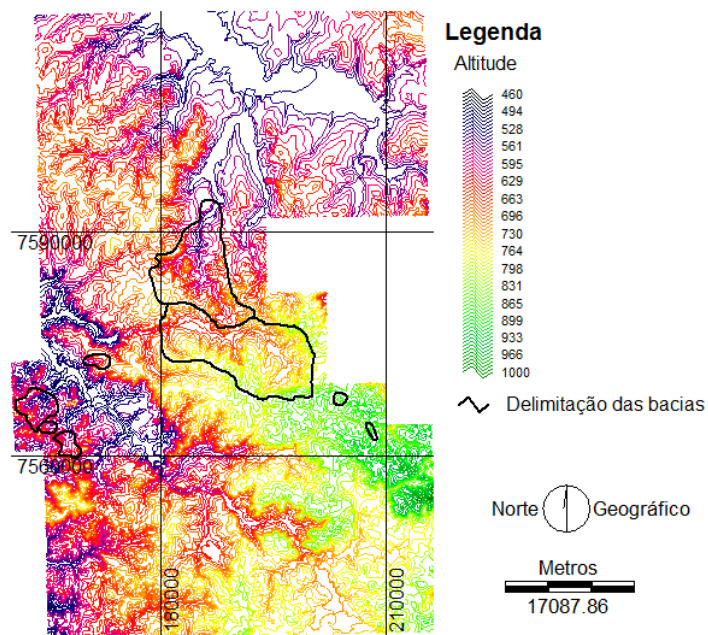
Na figura 4 está apresentado o mapa hidrográfico da área de estudos e na figura 5 o mapa topográfico, ambos com as delimitações das bacias de influência.

Figura 3 - Mapa hidrográfico da área de estudo com a delimitação das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta



Fonte: Próprio autor.

Figura 4 - Mapa topográfico da área de estudo com a delimitação das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta

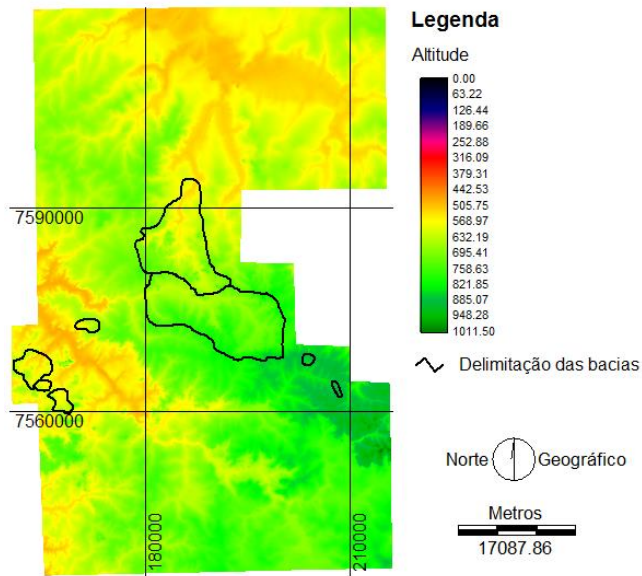


Fonte: Próprio autor.

6.2. Mapa do modelo digital do terreno

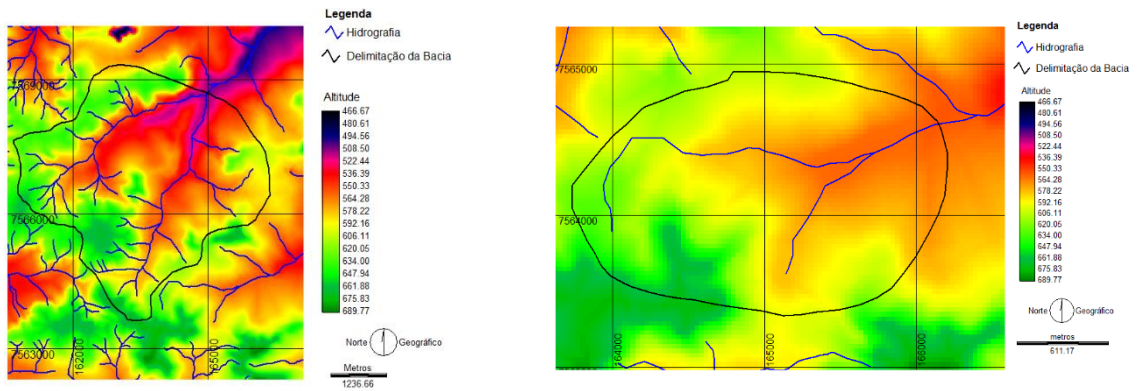
O modelo digital do terreno da área de estudo está apresentado na figura 6 e os recortes de cada bacia de influência está apresentado nas figuras de 7 a 10.

Figura 5 – Modelo digital do terreno da área de estudo com a delimitação das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta



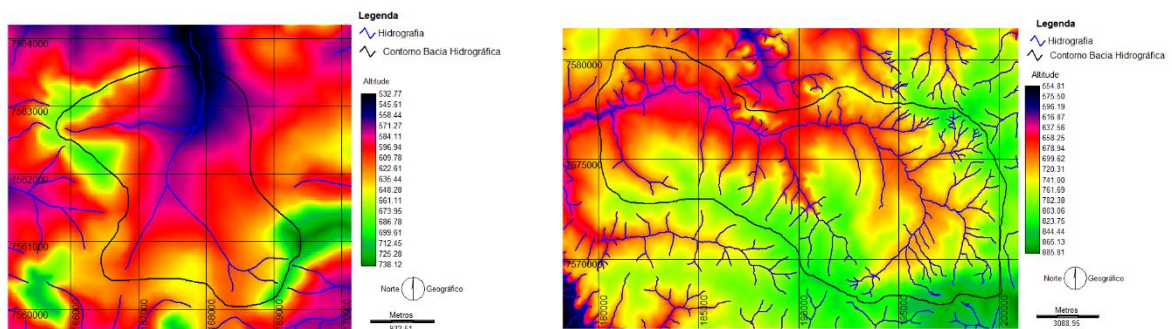
Fonte: Próprio autor

Figura 6 – Modelo digital do terreno da bacia C1 e C2



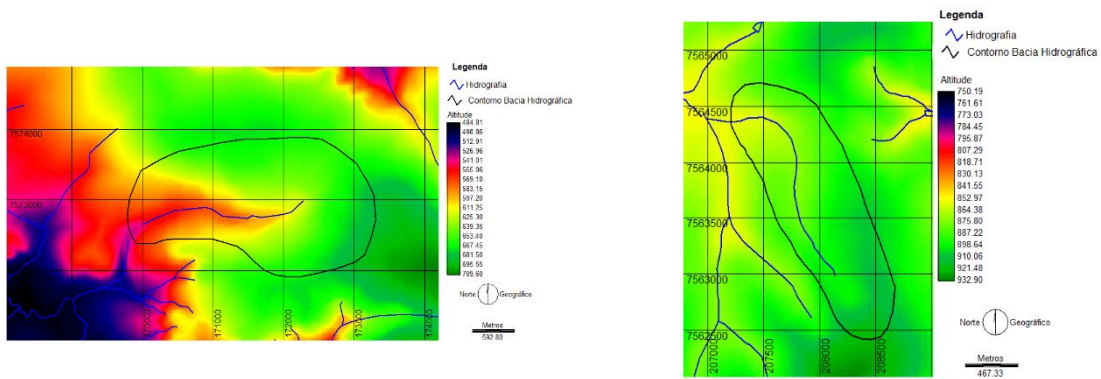
Fonte: Próprio autor.

Figura 7 – Modelo digital do terreno da bacia C3 e C4



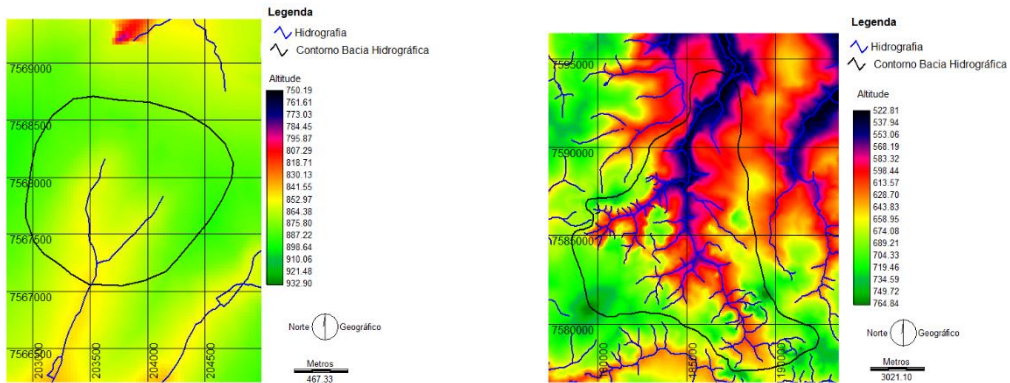
Fonte: Próprio autor.

Figura 8 – Modelo digital do terreno da bacia C5 e C6



Fonte: Próprio autor.

Figura 9 – Modelo digital do terreno da bacia C7 e C8

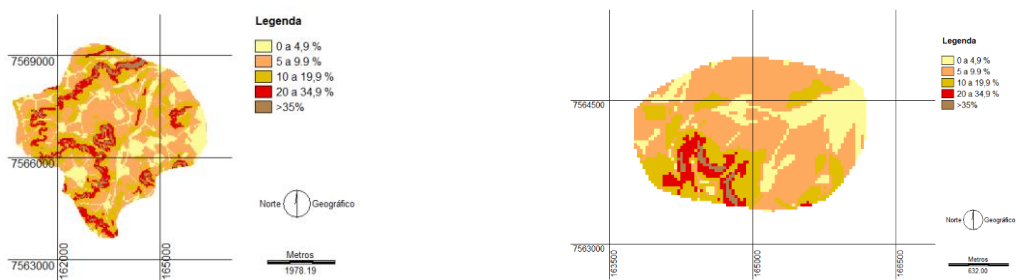


Fonte: Próprio autor.

6.3. Mapas de declividade

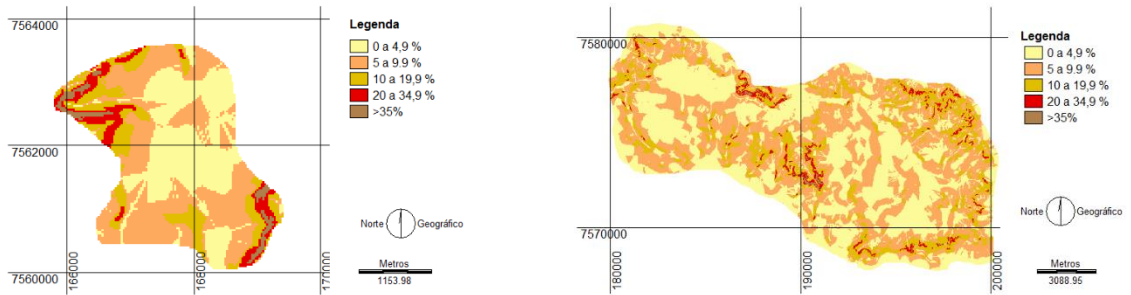
Nas figuras de 11 a 14 estão apresentados os mapas de declividade das bacias de influências C1 a C8.

Figura 10 – Mapa de declividade C1 e C2



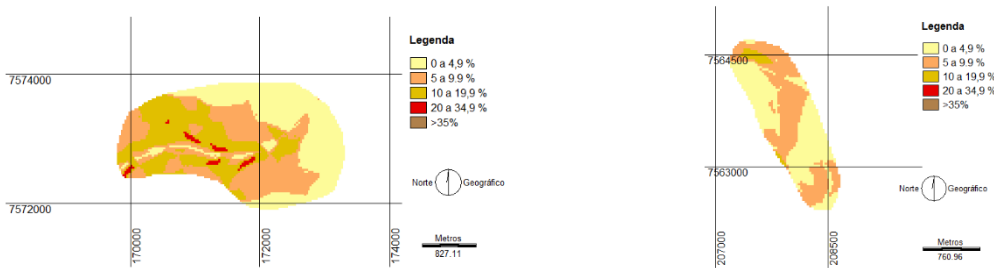
Fonte: Próprio autor.

Figura 11 – Mapa de declividade C3 e C4



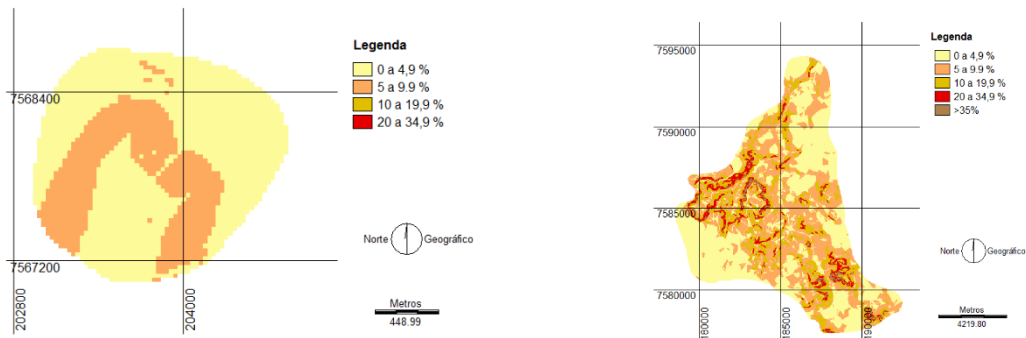
Fonte: Próprio autor.

Figura 12 – Mapa de declividade C5 e C6



Fonte: Próprio autor.

Figura 13 – Mapa de declividade C7 e C8



Fonte: Próprio autor.

O índice de declividade de 0 a 4,9% teve variação de 0,61 na bacia C2 e 68,01 na bacia C4, de 5 a 9,9% variou entre 0,72 na bacia C7 e 66,69 na bacia C4, de 10 a 19,9% teve variação de 0,06 na bacia C6 e 22,17 na bacia C4, de 20 a 34,9% variou de 0,08 na bacia C5 e 6,00 na bacia C8 e maior que 35% variaram de 0,05 na bacia C2 e 1,49 na bacia C8.

Tabela 3 – Tabela de declividade das bacias de influência de C1 a C8

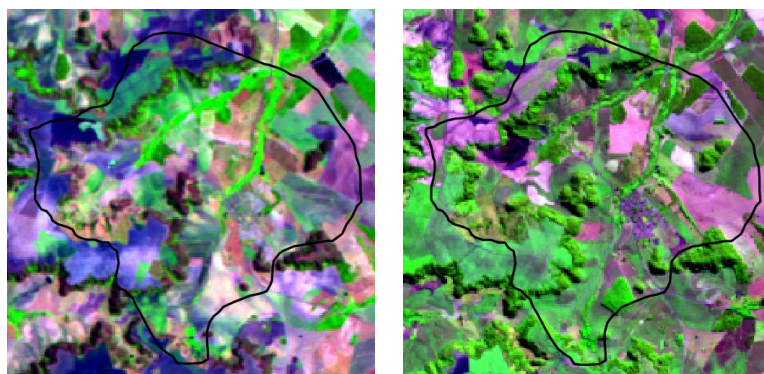
Declividade	Bacia C1	Bacia C2	Bacia C3	Bacia C4	Bacia C5	Bacia C6	Bacia C7	Bacia C8
0 a 4,9%	3,28	0,61	2,70	68,01	1,86	0,84	1,55	46,86
5 a 9,9%	7,77	1,62	3,14	66,69	1,77	0,76	0,72	39,18
10 a 19,9%	5,14	0,68	1,18	22,17	1,42	0,06		19,26
20 a 34,9%	2,19	0,19	0,54	3,53	0,08			6,00
>35%	0,69	0,05	0,22	0,55				1,49

Fonte: Próprio autor.

6.4. Recortes das áreas das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, das imagens dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, 2006 e 2016 respectivamente

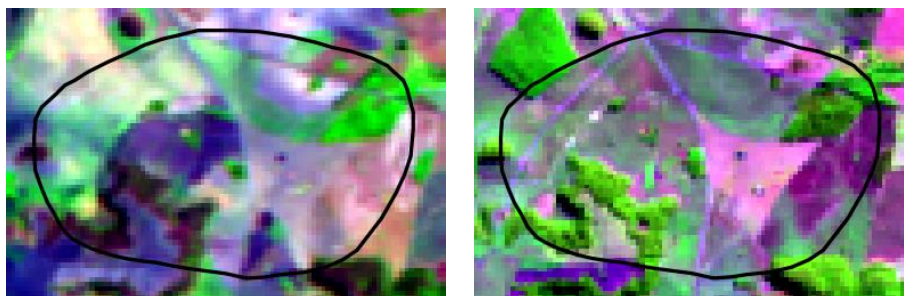
A seguir estão apresentados o recorte das áreas das bacias hidrográficas de influência das imagens dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, a fim de ilustrar a diferença no uso e ocupação do solo em cada bacia de influência dos pontos de coleta nos dois períodos de coleta, 2006 (Imagem LandSat 5 a esquerda) e 2016 (imagem LandSat 8 a direita), conforme apresentado nas figuras de 15 a 22.

Figura 14 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C1



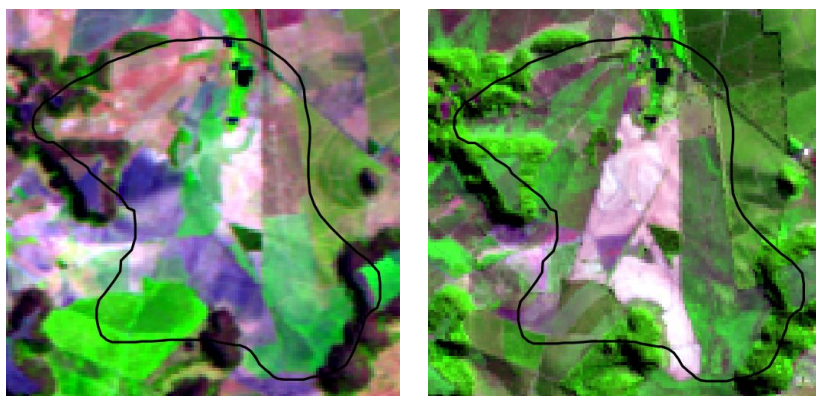
Fonte: Próprio autor.

Figura 15 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C2



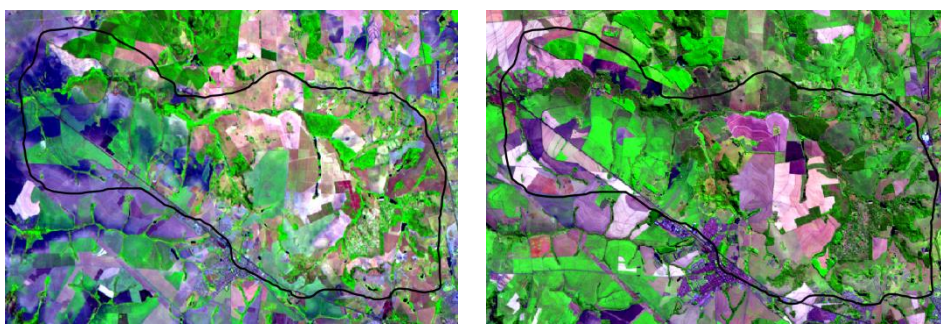
Fonte: Próprio autor.

Figura 16 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C3



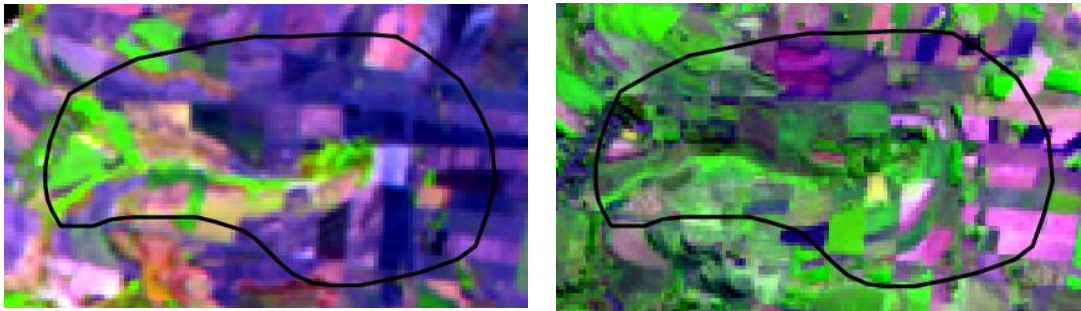
Fonte: Próprio autor.

Figura 17 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C4



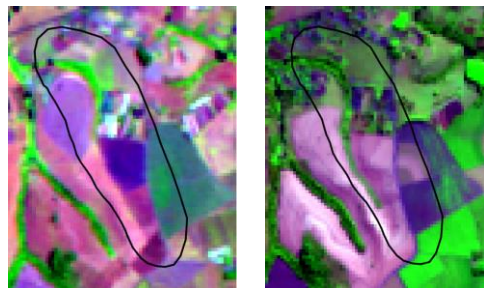
Fonte: Próprio autor.

Figura 18 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C5



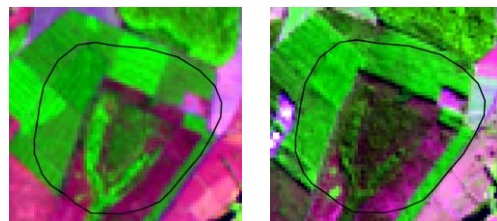
Fonte: Próprio autor.

Figura 19 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C6



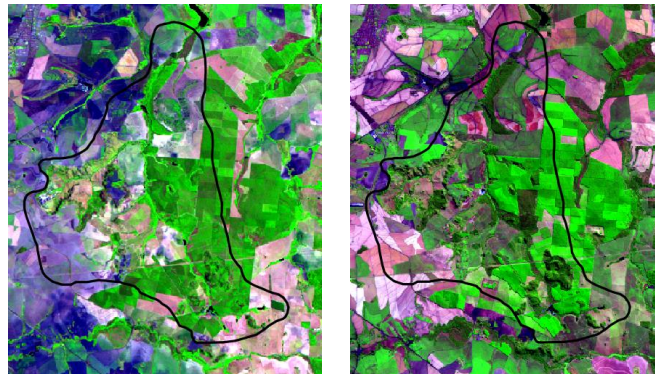
Fonte: Próprio autor.

Figura 20 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C7



Fonte: Próprio autor.

Figura 21 – Imagem dos satélites LandSat 5 e LandSat 8, com a delimitação da bacia de influência do Ponto de coleta C8

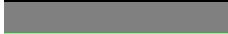







Fonte: Próprio autor.

6.5. Uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016

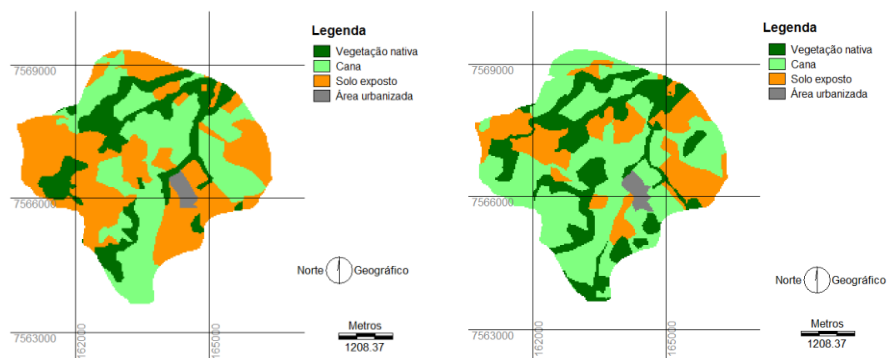
Nas figuras de 23 a 30 estão apresentados os mapas de uso e ocupação do solo das bacias de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, nos dois períodos de coleta, 2006 (Imagem LandSat 5 a direita) e 2016 (imagem LandSat 8 a esquerda), conforme identificação das classes dispostas na tabela 3.

Tabela 4 – Legenda das classes de uso e ocupação do solo

Cor	Classe
	Área Urbanizada
	Cana
	Pasto
	Reflorestamento
	Solo Exposto
	Vegetação Nativa

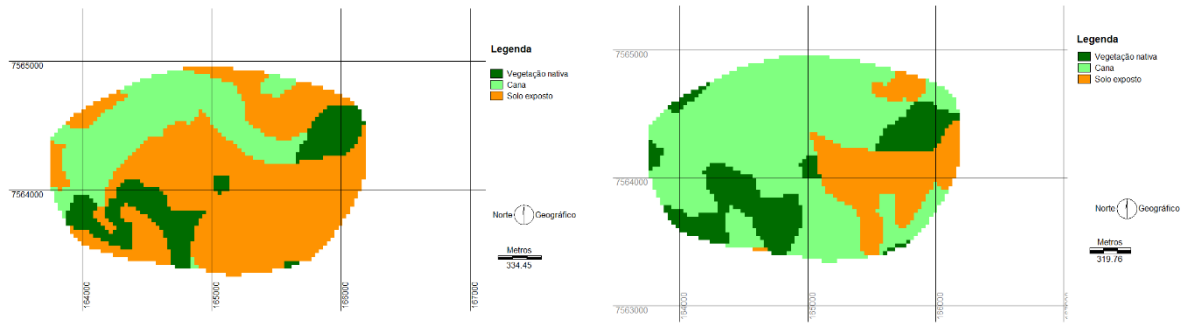
Fonte: Próprio autor.

Figura 22 – Uso e ocupação do solo C1 LandSat 5 e LandSat 8



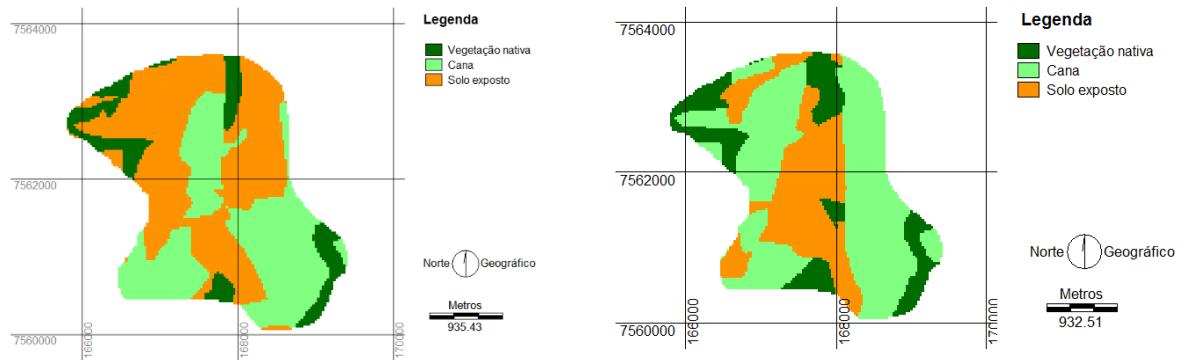
Fonte: Próprio autor.

Figura 23 – Uso e ocupação do solo C2 LandSat 5 e LandSat 8



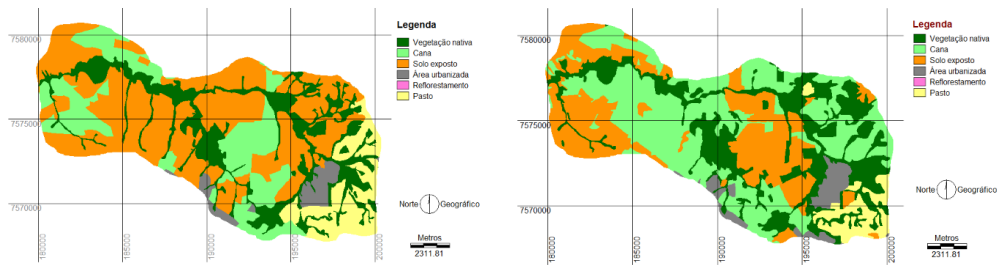
Fonte: Próprio autor.

Figura 24 – Uso e ocupação do solo C3 LandSat 5 e LandSat 8



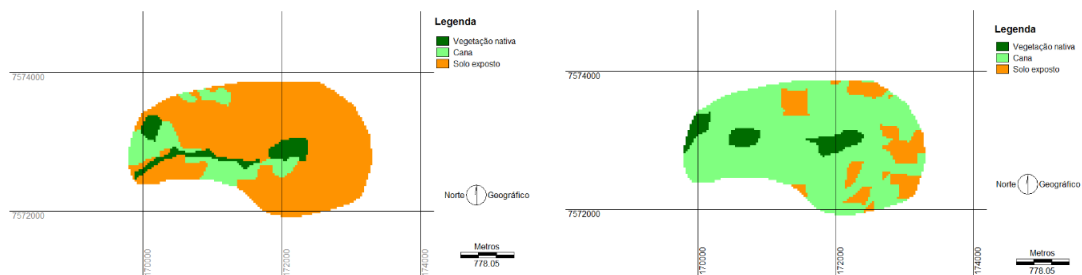
Fonte: Próprio autor.

Figura 25 – Uso e ocupação do solo C4 LandSat 5 e LandSat 8



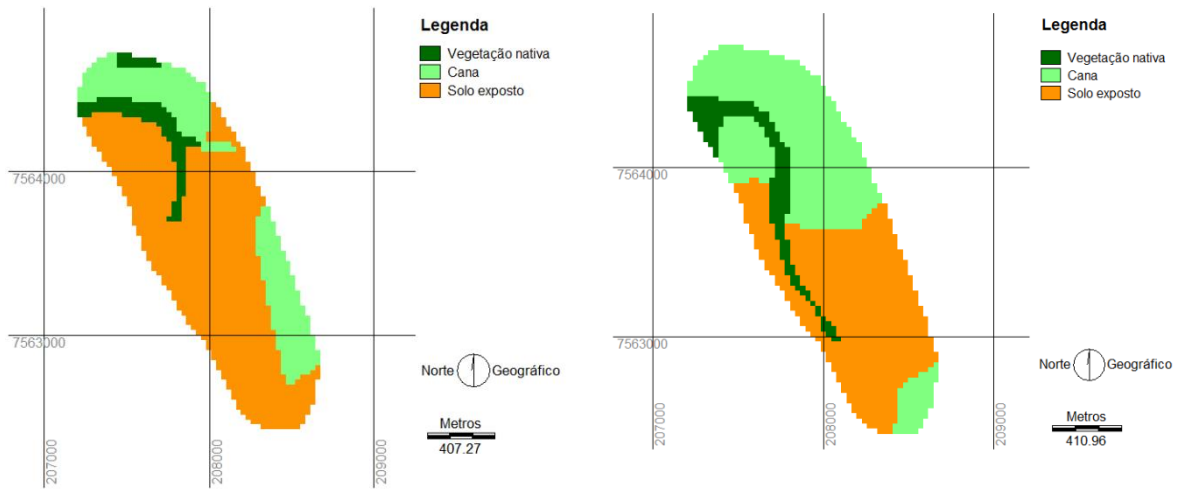
Fonte: Próprio autor.

Figura 26 – Uso e ocupação do solo C5 LandSat 5 e LandSat 8



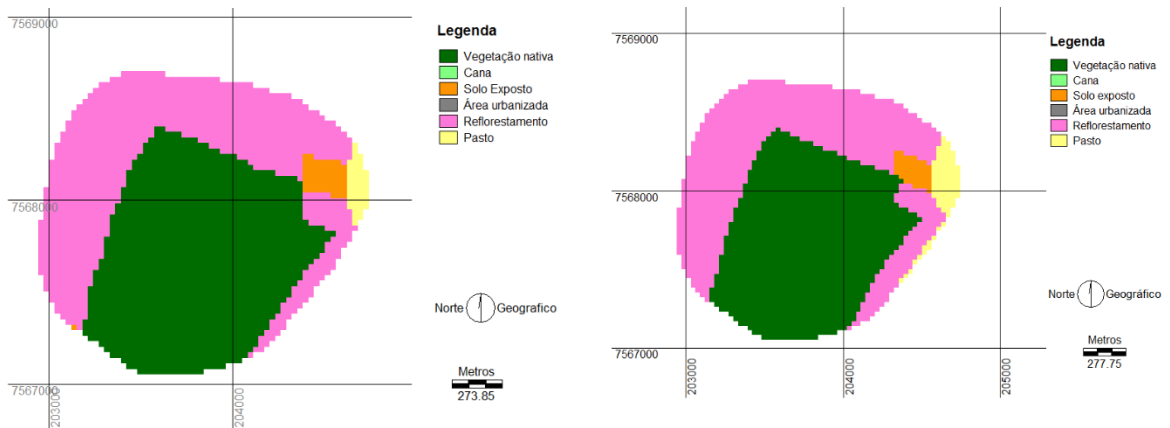
Fonte: Próprio autor.

Figura 27 – Uso e ocupação do solo C6 LandSat 5 e LandSat 8



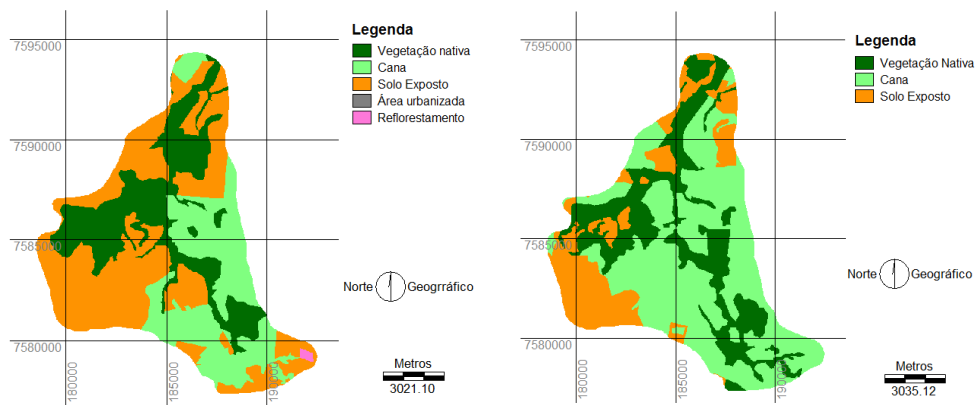
Fonte: Próprio autor.

Figura 28 – Uso e ocupação do solo C7 LandSat 5 e LandSat 8



Fonte: Próprio autor.

Figura 29 – Uso e ocupação do solo C8 LandSat 5 e LandSat 8



Fonte: Próprio autor.

Os resultados dos cálculos das áreas de uso e ocupação do solo (em km² e porcentagem) das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016, estão apresentados na tabela 4.

A área urbanizada ocorreu apenas nas bacias C1 e C4. No ano de 2006 variou entre 0,3 km², representando 1,57% do total da área na bacia C1 e 5,76 km², representando 3,58% do total da área na bacia C4. Já no ano de 2016, a área urbanizada aumentou para 0,35 km² (1,84%) na bacia C1 (um incremento de 0,05 km² ou 0,27%) e 6,72 km² (4,18%) na bacia C4, com acréscimo de 0,96 km² (0,6%) da área da bacia.

A área de cana em 2006 variou entre 0,41 km² representando 24,85% da área total da bacia C6, sendo que a bacia C7 apresentou 0,0 km² de área de cana, e 31,89 km² representando 19,82% da área total da bacia C4. Em 2016 a área de cana variou entre 0,72 km² (43,64%) na bacia C6 e 60,16 km² (37,38%) na bacia C4.

A área de pasto ocorreu apenas nas bacias C4 e C7, variando de 0,03 km², correspondendo a 1,32% da área total da bacia C7 a 15,81 km², correspondendo a 9,82% da área total da bacia C4, para o ano de 2006. No ano de 2016, a variação foi de 0,08 km² (3,52%) na bacia C7 e 7,96 km² (4,95%) na bacia C4.

O uso do solo com reflorestamento, foi encontrado apenas nas bacias C7, nos dois períodos do estudo (2006 e 2016) e na bacia C8 no ano de 2006. No ano de 2006 teve variação de 0,31 km² representando 0,27% da área total da bacia C8 e 0,98 km² representando 43,17% da área total da bacia C7. No ano de 2016 apenas a bacia C7 apresentou dados de área com reflorestamento, mantendo praticamente inalterada a área com 0,99 km² correspondendo a 43,61% da área total da bacia.

Solo exposto variou no ano de 2006 entre 0,05 km² correspondendo a 2,20% da área total da bacia C7 e 73,48 km² correspondendo a 45,66% da área total da bacia C4. No ano de 2016 a variação de solo exposto foi de 0,04 km² (1,76%) na bacia C7 e 44,66 km² (27,75%) na bacia C4.

No ano de 2006, a área de vegetação nativa variou 0,12 km² o que corresponde a 7,27% da área total da bacia C6 e 33,99 km², correspondente a 21,12% da área total da bacia C4. Em 2016 a variação foi de 0,16 km² (9,70%) na bacia C6 e 41,45 km² (25,75%) na bacia C4.

Importante destacar que as áreas de solo exposto estão intimamente relacionadas as áreas de plantação de cana pois, o solo exposto, quase sempre, representa um estágio de pós-colheita da cana e são em sua grande maioria áreas destinadas a plantação de cana de açúcar.

Por isto, quando somadas as áreas de solo exposto com as áreas de cana, verificou-se que somente na bacia C8 correu um pequeno aumento na área plantada de cana de açúcar de 2006 para 2016, com um aumento de 0,56 km² (81,32 km² em 2006 para 81,88 km² em 2016). As demais bacias estudadas apresentaram redução da área plantada de cana sendo que, a bacia C5 permaneceu com a mesma área plantada e a bacia C4 que apresentou a maior redução em termos de área, com redução de 1,55 km², variando de 105,37 km² em 2006, para 104,82 km² em 2016.

Tabela 5 - Áreas de uso e ocupação do solo das bacias de influência nos anos de 2006 e 2016

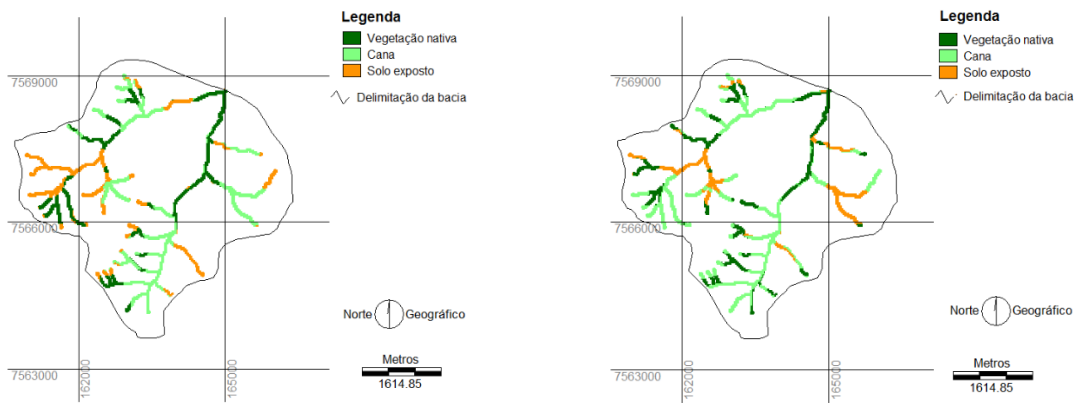
Áreas	Bacia C1		Bacia C2		Bacia C3		Bacia C4		Bacia C5		Bacia C6		Bacia C7		Bacia C8	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Área Urbanizada 2006	0,30	1,57					5,76	3,58								
Área Urbanizada 2016	0,35	1,84					6,72	4,18								
Área de Cana 2006	6,75	35,41	0,81	25,80	3,02	38,82	31,89	19,82	0,7	13,67	0,41	24,85			31,32	27,77
Área de Cana 2016	9,24	48,50	1,90	61,69	4,16	53,33	60,16	37,38	4,00	78,13	0,72	43,64			59,51	52,77
Área de Pasto 2006							15,81	9,82					0,03	1,32		
Área de Pasto 2016							7,96	4,95					0,08	3,52		
Área de Reflorestamento 2006													0,98	43,17	0,31	0,27
Área de Reflorestamento 2016													0,99	43,61		
Área de Solo Exposto 2006	8,25	43,28	1,86	59,24	3,8	48,84	73,48	45,66	4,05	79,10	1,12	67,88	0,05	2,20	50	44,33
Área de Solo Exposto 2016	4,54	23,83	0,62	20,13	2,27	29,10	44,66	27,75	0,75	14,65	0,77	46,67	0,04	1,76	22,37	19,84
Área de Vegetação Nativa 2006	3,76	19,73	0,47	14,97	0,96	12,34	33,99	21,12	0,37	7,23	0,12	7,27	1,21	53,30	31,16	27,63
Área de Vegetação Nativa 2016	4,92	25,83	0,56	18,18	1,37	17,56	41,45	25,75	0,37	7,23	0,16	9,70	1,16	51,10	30,9	27,40
Área de Cultivo de Cana 2006 (Área de Cana + Solo Exposto)	15	78,7	2,67	85,03	6,82	87,66	105,4	65,48	4,75	92,77	1,53	92,73	0,05	2,203	81,32	72,1
Área de Cultivo de Cana 2016 (Área de Cana + Solo Exposto)	13,78	72,34	2,52	81,82	6,43	82,44	104,8	65,13	4,75	92,77	1,49	90,3	0,04	1,762	81,88	72,6

Fonte: Próprio autor.

6.6. Mapas do uso do solo das áreas de proteção permanente (APPs) das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016

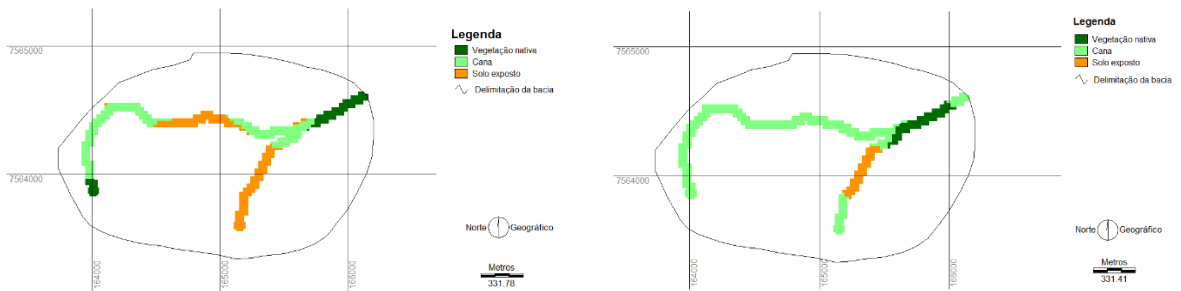
Os mapas de uso e ocupação do solo nas áreas de proteção permanentes em cada bacia de influência dos pontos de coleta nos dois períodos de coleta, 2006 (Imagem LandSat 5 a direita) e 2016 (imagem LandSat 8 a esquerda) estão apresentados nas figuras de 31 a 38.

Figura 30 - Mapa de APP bacia C1 LandSat 5 e LandSat 8



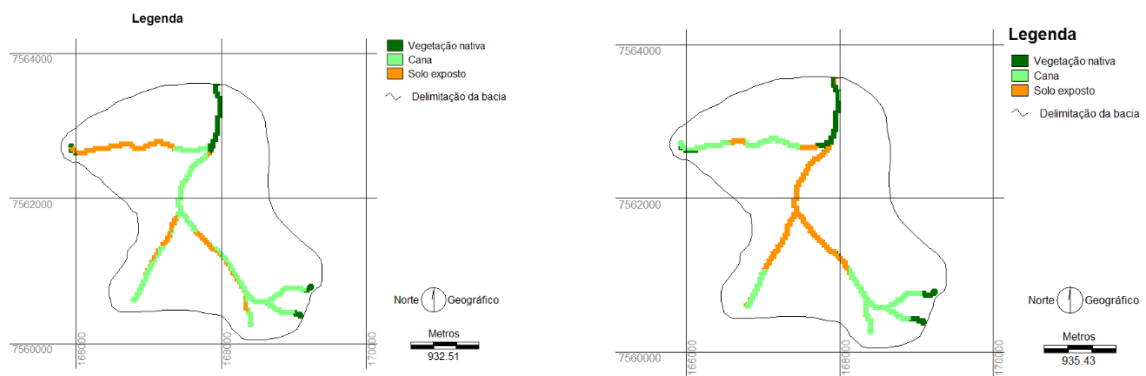
Fonte: Próprio autor.

Figura 31 - Mapa de APP bacia C2 LandSat 5 e LandSat 8



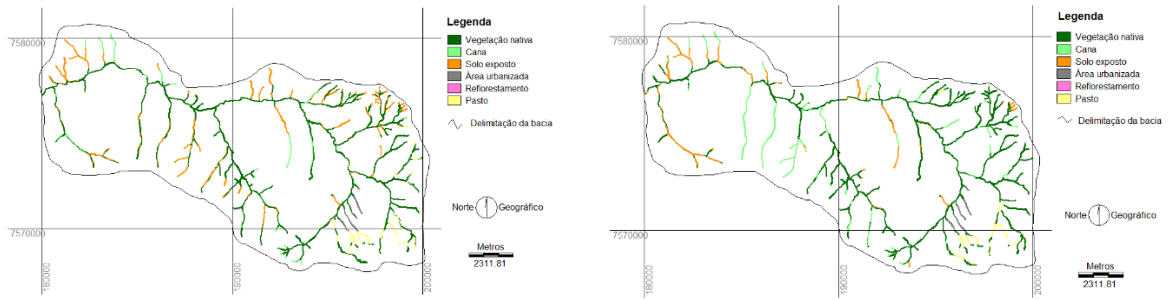
Fonte: Próprio autor.

Figura 32 - Mapa de APP bacia C3 LandSat 5 e LandSat 8



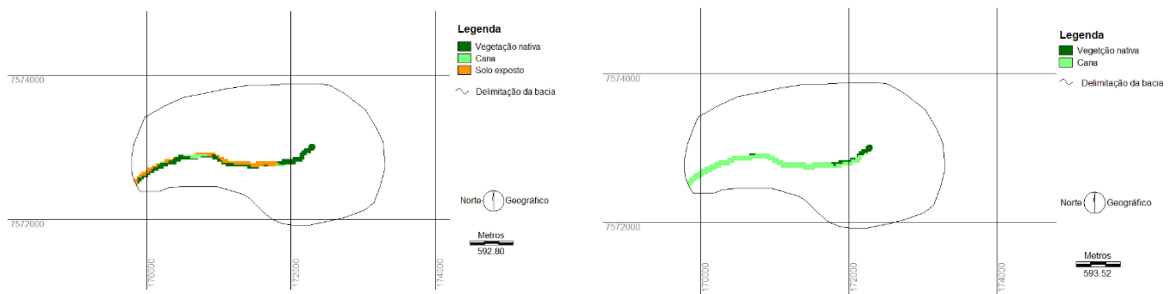
Fonte: Próprio autor.

Figura 33 - Mapa de APP bacia C4 LandSat 5 e LandSat 8



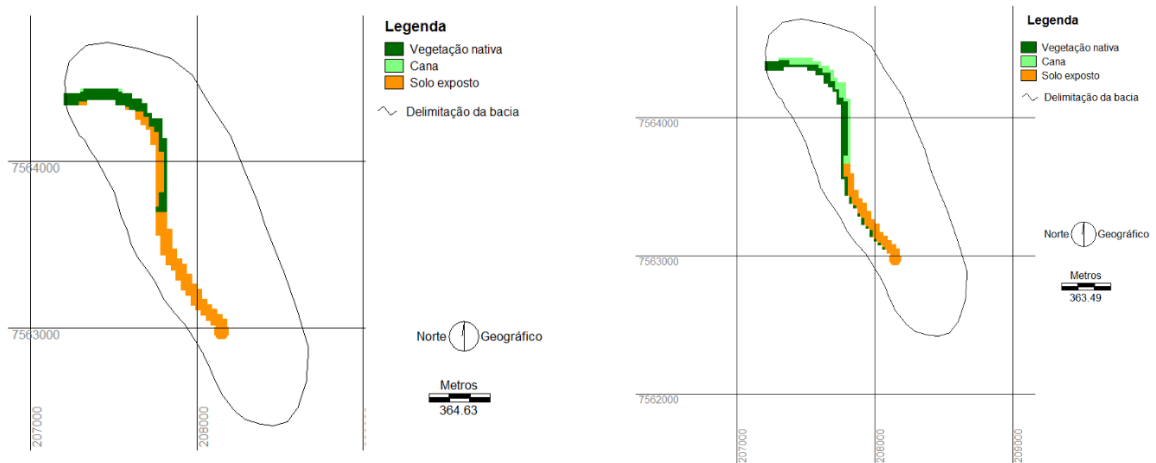
Fonte: Próprio autor.

Figura 34 - Mapa de APP bacia C5 LandSat 5 e LandSat 8



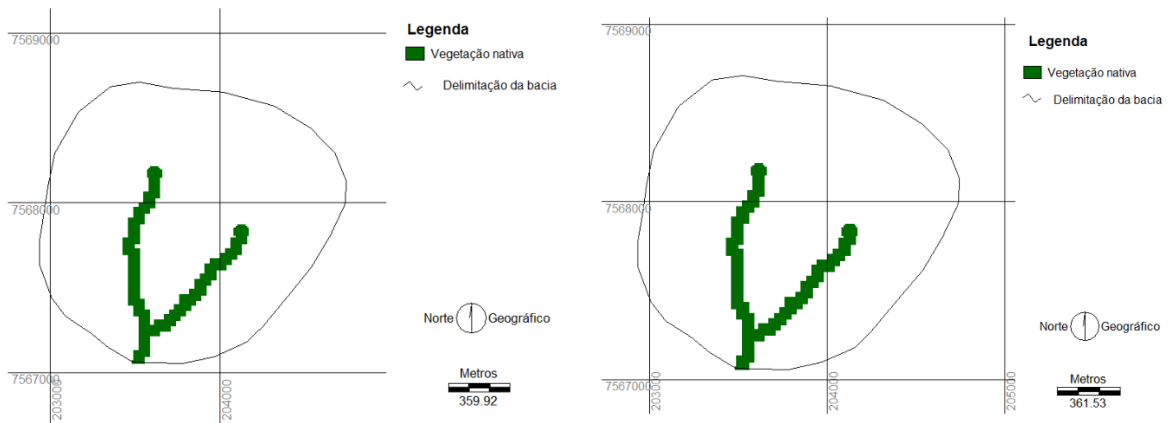
Fonte: Próprio autor.

Figura 35 - Mapa de APP bacia C6 LandSat 5 e LandSat 8



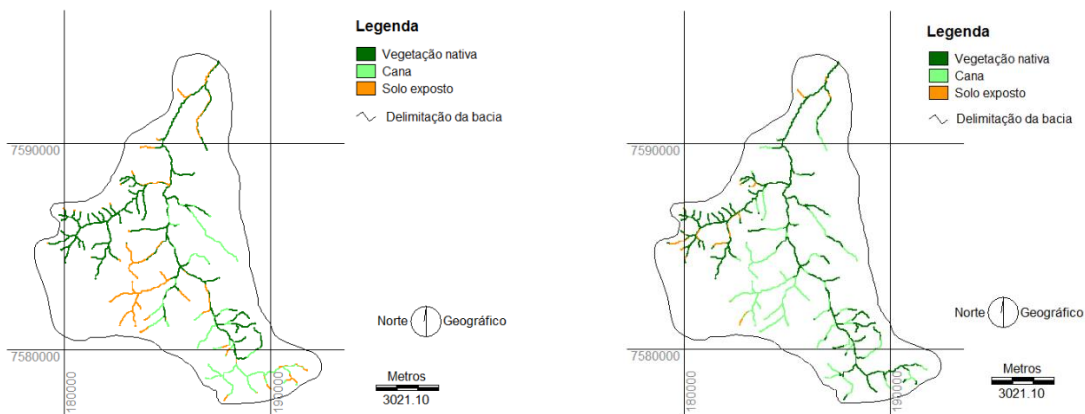
Fonte: Próprio autor.

Figura 36 - Mapa de APP bacia C7 LandSat 5 e LandSat 8



Fonte: Próprio autor.

Figura 37 - Mapa de APP bacia C8 LandSat 5 e LandSat 8



Fonte: Próprio autor.

Os resultados dos cálculos das áreas de uso e ocupação do solo (em km² e porcentagem) das Áreas de Proteção Permaentes das bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016, estão apresentados na tabela 5.

Tabela 6 – Áreas de Proteção Permanente (APP) das bacias de influência nos anos de 2006 e 2016

Áreas	Bacia C1		Bacia C2		Bacia C3		Bacia C4		Bacia C5		Bacia C6		Bacia C7		Bacia C8	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Área Urbanizada 2006							0,35	2,64								
Área Urbanizada 2016							0,36	2,72								
Área de Cana 2006	1,02	40,00	0,14	46,67	0,38	55,88	0,97	7,33	0,02	9,09					1,90	22,30
Área de Cana 2016	1,25	48,83	0,22	73,33	0,31	45,59	2,33	17,61	0,18	85,71	0,04	26,67			3,09	36,27
Área de Pasto 2006							0,78	5,89								
Área de Pasto 2016							0,58	4,38								
Área de Reflorestamento 2006																
Área de Reflorestamento 2016																
Área de Solo Exposto 2006	0,71	27,84	0,11	36,67	0,20	29,41	2,88	21,75	0,08	36,36	0,09	60,00			1,86	21,83
Área de Solo Exposto 2016	0,5	19,53	0,04	13,33	0,26	38,24	1,63	12,32		0,06	40,00			0,44	5,16	
Área de Vegetação Nativa 2006	0,82	32,16	0,05	16,67	0,10	14,71	8,26	62,39	0,12	54,55	0,06	40,00	0,16	100,00	4,76	55,87
Área de Vegetação Nativa 2016	0,81	31,64	0,04	13,33	0,11	16,18	8,33	62,96	0,03	14,29	0,05	33,33	0,16	100,00	4,99	58,57
Área de Cultivo de Cana 2006 (Área de Cana + Solo Exposto)	1,73	67,84	0,25	83,34	0,58	85,29	3,85	29,08	0,10	45,45	0,09	60,00			3,76	44,13
Área de Cultivo de Cana 2016 (Área de Cana + Solo Exposto)	1,75	68,36	0,26	86,66	0,57	83,83	3,96	29,93	0,18	85,71	0,10	66,67			3,53	41,43

Fonte: Próprio autor.

Somente a bacia C4 apresentou área urbanizada dentro das APPs, mantendo aproximadamente a mesma área para ambos os períodos de coleta, 0,35 km² (2006) e 0,36 km² (2016).

Importante destacar que vegetação nativa foi o único uso do solo encontrado em todas as APPs das bacias de influência estudadas. A bacia C4 foi a que apresentou a maior área de vegetação nativa para os anos de 2006 e 2016, com 8,26 km² e 8,33 km² respectivamente, apresentando um pequeno aumento de ocupação de vegetação nativa (0,07 km² de aumento de área de vegetação nativa para o período estudado). Em termos de porcentagem de ocupação das áreas de APPs a bacia C7 apresentou 100% da área de APP ocupada com vegetação nativa para os dois períodos de coleta, 2006 e 2016. As menores áreas de vegetação nativa em APPs foi encontrada na bacia C2 (0,05 km² em 2006 e 0,04 km² em 2016). A maior redução de áreas de vegetação nativa em APPs foi encontrada na bacia C5 com redução de 54,55% para 14,29% das áreas de APP com vegetação nativa.

As APPs que apresentaram as maiores porcentagens de áreas ocupadas com cana foram a bacia C5 com 85,71 % em 2016 e a bacia C2 com 73,33 %. Já as bacias que apresentaram as menores porcentagens de áreas ocupadas com cana em APP foram as bacias C6 (em 2006) e C7 (para os dois períodos de coleta) com 0,0% de área de cana em APPs.

Áreas com pasto em APPs foi encontrada somente na bacia C4 para ambos os períodos de coleta, 0,78 km² e 0,58 km² respectivamente.

Solo exposto não ocorreu em áreas de APPs nas bacias C7 (ambos períodos) e C5 em 2006. A maior ocupação de áreas de APPs com solo exposto ocorreu na bacia C4 com área de 2,88 km².

Quando somamos os usos de solo exposto com cana nas áreas de APPs das bacias estudadas, foi verificado que aumentou a ocupação das APPs com plantio de cana para quase todas as bacias com exceção das bacias C3 que praticamente permaneceu a mesma área (0,58 km² em 2006 e 0,57 km² em 2016), C7 que apresentou 0,0 km para ambos os períodos e a bacia C8 que apresentou redução da área plantada com cana de açúcar em áreas de APPs (com 3,37 km² em 2006 e 3,53 km² em 2016).

6.7. Concentração de metais, manganês, cádmio, zinco, cromo e ferro no sedimento dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016

Os dados das concentrações de metais manganês, cádmio, zinco, cromo e ferro no sedimento dos pontos de coleta de C1 a C8, para os dois períodos de coleta (2006 e 2016) então apresentados na tabela 4.

As maiores concentrações de metais no sedimento foram do metal ferro que variou de 442,48 mg/kg de sedimento no ponto C8 em 2016 a 96.460,20 mg/kg de sedimento no ponto C4 em 2006. Os menores valores de concentração de metais (0,00 mg/kg de sedimento) foram encontrados para o metal cádmio nos pontos de coleta C1 em 2006, C6 em 2016, C7 em 2006 e C8 em 2016. O maior valor de cádmio foi encontrado no ponto C5 (2,00 mg/kg de sedimento) em 2016. O elemento zinco teve sua menor concentração obtida no ponto de coleta C6 em 2016 (1,33 mg/kg de sedimento). O manganês foi encontrado com a menor concentração no ponto de coleta C6 em 2016 (0,00 mg/kg de sedimento) e o maior valor foi de 1.867,26 mg/kg de sedimento, no ponto C5 em 2016. O metal cromo teve sua menor concentração (0,00 mg/kg de sedimento) no ponto de coleta C3 em 2016 e seu maior valor (30,00 mg/kg de sedimento) no ponto de coleta C7 em 2006.

Tabela 7 – Concentração de metais manganês, cádmio, zinco, cromo e ferro, nos sedimentos dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016

Ponto de Coleta	Ano	Zn (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Cr (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)
C1	2006	21,24	0,00	159,29	6,77	2212,39
	2016	11,95	0,86	61,95	1,19	25663,70
C2	2006	6,19	0,09	88,50	4,78	6194,69
	2016	32,30	1,17	132,74	2,12	11061,90
C3	2006	7,52	0,00	26,55	5,04	6637,17
	2016	5,31	0,88	8,85	0,00	1769,91
C4	2006	43,36	1,26	566,37	22,96	96460,20
	2016	42,04	1,30	150,44	3,32	16371,70
C5	2006	83,19	1,57	1026,55	28,27	9734,51
	2016	90,71	2,00	1867,26	14,60	76991,20
C6	2006	6,64	0,19	17,70	10,62	3097,35
	2016	1,33	0,00	0,00	1,06	22123,90
C7	2006	12,83	0,00	44,25	30,00	884,96
	2016	3,98	1,24	8,85	6,90	884,96
C8	2006	3,98	0,22	35,40	3,98	3097,35
	2016	11,06	0,00	17,70	5,97	442,48

Fonte: Elaborado a partir de Corbi et al (2018).

6.7. Características físicas das bacias de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, para os anos de 2006 e 2016 (Comprimento da bacia (km), Largura média da Bacia (km), Fator de Forma (Ff), Perímetro (km), Área (km²), Índice de compacidade (KC), Comprimento axial (km), Índice de Conformação (Fc), Altura máxima do Canal (m), Altura mínima do canal (m), Comprimento do Canal (km), Declividade do Canal (m/km), Ordem dos cursos d'água, Número de Cursos d'água e Densidade dos cursos d'água (número de canais/km)

Na Tabela 8 estão apresentados os resultados da caracterização física das bacias de influências dos pontos de coleta de sedimento (Comprimento da bacia (km), Largura média da Bacia (km), Fator de Forma (Ff), Perímetro (km), Área (km²), Índice de compacidade (KC), Comprimento axial (km), Índice de Conformação (Fc), Altura máxima do Canal (m), Altura mínima do canal (m), Comprimento do Canal (km), Declividade do Canal (m/km), Ordem dos cursos d'água, Número de Cursos d'água e Densidade dos cursos d'água (número de canais/km).

As bacias apresentaram dimensões de comprimento variando de 1,719 km (bacia C7) a 16,790 km (bacia C8). A largura média das bacias variou de 0,750 km para bacia C6 a 8,140 km para bacia C4. A bacia que apresentou o menor fator de forma foi a C6 (0,30) e a que apresentou o maior valor foi a C7 (0,87). O menor perímetro foi apresentado pela bacia C7 com 5,45 km e o maior na bacia C4 com 58,93 km. A menor área é a da bacia C6 com 1,66 km², sendo a maior área da bacia C4 com 160,94 km². O índice de capacidade variou de 1.01 KC na bacia C7 a 1,36 KC na bacia C8. O menor comprimento axial apresentado foi na bacia

C7 com 1,56 km e o maior na bacia 25,64 na bacia C4. O índice de conformação variou de 0,24 Fc na bacia C4 a 0,93 Fc na bacia C7. A altura máxima do canal variou entre 668 m na bacia C1 e 922 m na bacia C6. A altura mínima do canal variou entre 512 m na bacia C1 e 856 m na bacia C6. O menor comprimento de canal foi apresentado na bacia C7 com 1,09 e o maior na bacia C4 com 21,07. A declividade do canal variou entre 14,42 na bacia C8 e 63,73 na bacia C3. A ordem dos cursos d'água variou entre 1 nas bacias C5 e C6 e 5 na bacia C4. O número de cursos d'água variou entre 1 nas bacias C5 e C6 a 105 na bacia C4 e a densidade dos cursos d'água apresentou menor número na bacia C5 com 0,20 e em maior número na bacia C1 com 1,73. O número de cursos d'água variou entre 1 nas bacias C5 e C6 e 105 na bacia C4. A densidade dos cursos d'água apresentaram variação entre 0,20 canais/km na bacia C5 e 1,73 canais/km.

Tabela 8 - Características físicas das bacias de influência dos pontos de coleta

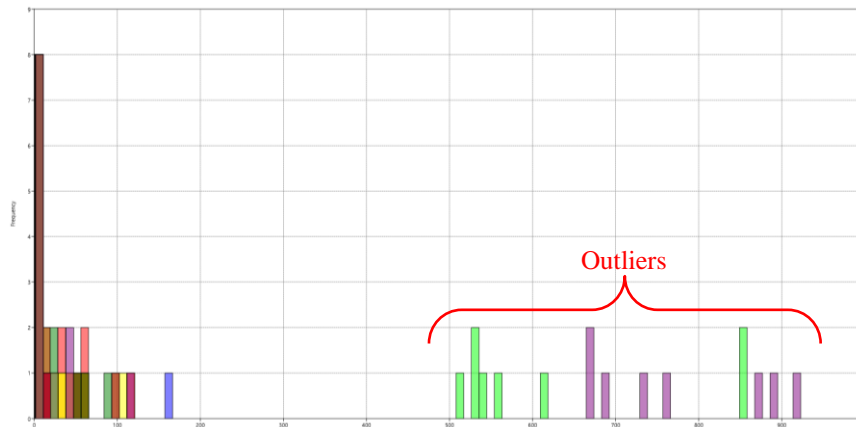
Características	Bacia C1	Bacia C2	Bacia C3	Bacia C4	Bacia C5	Bacia C6	Bacia C7	Bacia C8
Comprimento (km)	5,32	2,41	3,55	21,76	3,50	2,52	1,72	16,79
Largura Média (km)	4,19	1,43	2,13	8,14	1,56	0,75	1,50	6,64
Fator de Forma (FF)	0,79	0,59	0,60	0,37	0,44	0,30	0,87	0,40
Perímetro (km)	18,32	6,56	12,20	58,93	9,17	5,79	5,45	51,55
Área (km ²)	19,07	3,15	7,79	160,94	5,12	1,66	2,27	112,78
Índice de Compacidade (KC)	1,17	1,03	1,22	1,30	1,13	1,26	1,01	1,36
Comprimento Axial (km)	5,86	2,94	4,26	25,64	3,43	2,55	1,56	21,21
Índice de Conformação (Fc)	0,56	0,36	0,43	0,24	0,44	0,26	0,93	0,25
Altura Máxima do Canal (m)	668,00	673,00	736,00	873,00	689,00	922,00	888,00	764,00
Altura Mínima do Canal (m)	512,00	555,00	538,00	616,00	534,00	856,00	850,00	529,00
Comprimento do Canal	4,87	2,26	3,11	21,07	2,45	1,65	1,09	16,30
Declividade do Canal (m/km)	32,06	52,28	63,73	12,20	63,16	40,10	34,83	14,42
Ordem dos Cursos d'água	4,00	2,00	2,00	5,00	1,00	1,00	2,00	4,00
Número de Cursos d'água	33,00	2,00	5,00	105,00	1,00	1,00	2,00	57,00
Densidade dos Cursos d'Água (número de canis/km)	1,73	0,64	0,64	0,65	0,20	0,60	0,88	0,51

Fonte: Próprio autor.

6.8. Análise Multivariada dos dados de uso do solo (vegetação nativa e área de plantio de cana) e concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco, cromo) no sedimento dos pontos de coleta das bacias hidrográficas de influência e das áreas de APPs C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, nos anos de 2006 e 2016

Devido ao grande número de variáveis contidas na tabela 5, fez-se necessário analisar a distribuição dos dados brutos através de um histograma, a fim de identificar os pontos fora da curva (*outliers*) e o tipo de distribuição dos dados, com o objetivo de diminuir as possibilidades de enviesamento amostral e garantir a viabilidade de correlação entre as variáveis.

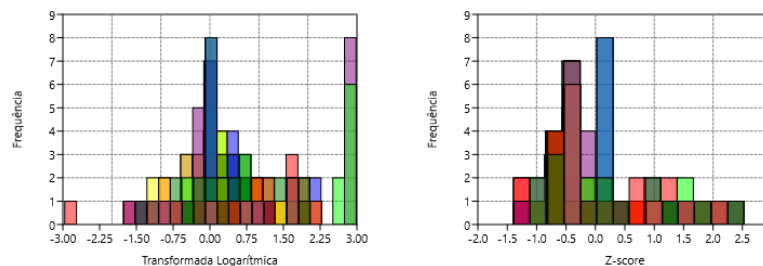
Figura 38 - Histograma dos dados brutos das características físicas da tabela 5



Fonte: Próprio autor.

No histograma, verifica-se que a maior parte da massa de dados concentra-se à esquerda, sendo destacados alguns *outliers* no canto direito. Este fenômeno já é esperado e ocorre pelo fato de os dados da tabela estarem em dimensões diferentes. Os *outliers* destacados são as amostras das variáveis Altura mínima e máxima do canal que estão na escala de metros (m). Neste caso, fez-se necessário a aplicação de processos de normalização e padronização dos dados (modelagem), a fim de corrigir os desvios de distribuição e mantê-los em uma mesma dimensão. As técnicas de modelagem utilizadas para tal foram a transformada logarítmica e o *z-score*. A partir dos dados transformados, foi repetido o histograma para comparação dos resultados.

Figura 39 – Histogramas dos dados de características físicas após modelagem



Fonte: Próprio autor.

Foram gerados 2 histogramas, o da esquerda foi gerado a partir da modelagem dos dados através da transformada logarítmica e o da direita através da modelagem utilizando *z-score*.

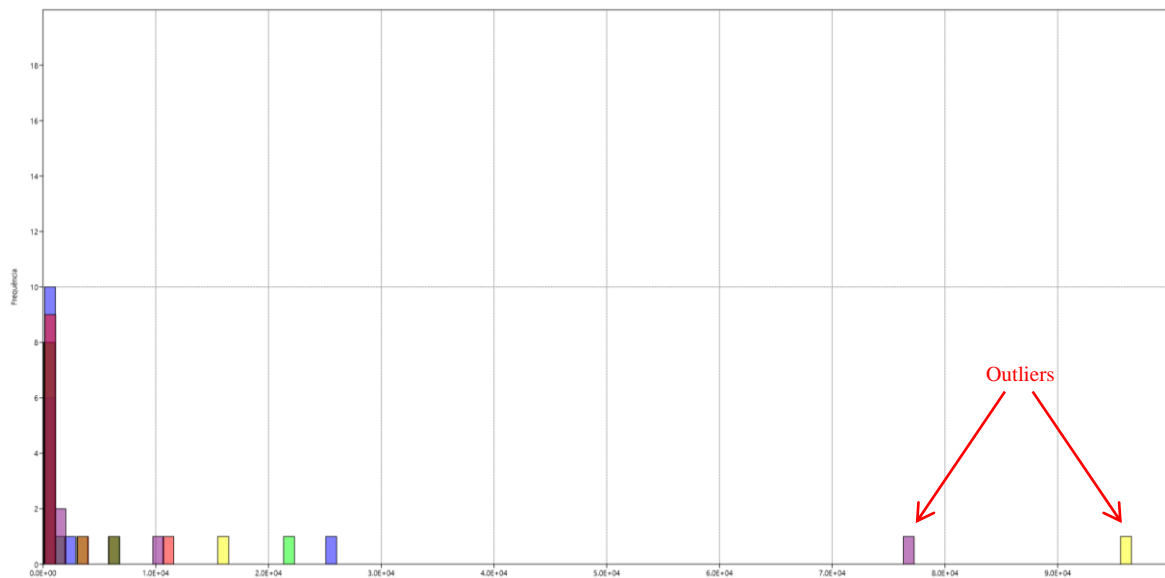
O histograma da esquerda mostra uma distribuição predominantemente central da massa de dados, porém, nas extremidades, alguns elementos discrepantes inviabilizam a

distribuição normal, apesar do melhoramento na distribuição comparado com a figura 70, os dados deste histograma permanecem ainda com distribuição assimétrica.

No histograma a direita, nota-se uma tendência de distribuição positiva da massa de dados, onde a maior parte da massa concentra-se a esquerda e a outra parte distribuída de forma mais uniforme a direita, o que também demonstra uma distribuição assimétrica.

Para os dados de metais demonstrados na tabela 4, o mesmo procedimento foi feito. Foi gerado um histograma baseado nos dados brutos das amostras de metais, também a fim de identificar os *outliers* e o tipo de distribuição dos dados. Este procedimento é importante pelo fato de que os dados de metais serão correlacionados com os dados de características físicas das bacias de influência.

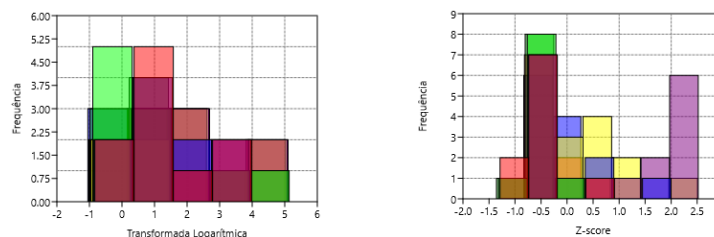
Figura 40 - Histograma dos dados brutos de metais da tabela 4



Fonte: Próprio autor.

Assim como na figura 38, há um comportamento semelhante de assimetria positiva, onde a maior parte da massa de dados concentra-se a esquerda do histograma. No canto direito, notamos em destaque os *outliers*, que são as variáveis de amostras do metal Ferro (Fe). Ao contrário do cenário da figura 38, os *outliers* não serão removidos, pelo fato de serem importantes para as análises de correlação, visto que esse comportamento pode ser justificado pelas características do solo.

Figura 41 – Histogramas dos dados de metais após modelagem



Fonte: Próprio autor.

Foram gerados 2 histogramas, sendo cada um com uma técnica de modelagem diferente. Os dados do histograma da esquerda, receberam o tratamento por transformada logarítmica. Apesar da perceptível melhora na distribuição dos dados após modelagem, percebe-se que os dados se concentram mais à esquerda do gráfico, indicando uma tendência de distribuição positiva, mantendo-se ainda como uma distribuição assimétrica.

O histograma da direita mostra também um comportamento de distribuição assimétrica, onde a maior massa de dados se concentra a direita do gráfico, com alguns elementos discrepantes ocupando o lado direito.

Pelo fato dos resultados de ambos os métodos de padronização e normalização dos dados se comportarem de maneira similar, ambos foram utilizados para a confecção das PCAs.

6.9. Correlação das variáveis de uso do solo (vegetação nativa e área de plantio de cana) e concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco, cromo) no sedimento dos pontos de coleta das bacias hidrográficas de influência e das áreas de APPs C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, nos anos de 2006 e 2016

Para a geração das matrizes de correlação das variáveis ambientais, houve uma redução dos dados utilizados. A redução foi baseada nos dados apresentados na figura 3, descartando as variáveis de baixa significância.

As matrizes de correlação também sofreram o acréscimo dos dados de metais, apresentados na tabela 4 excetuando o ferro que por se tratar de um metal fortemente relacionado a solos de origem de derramamentos basálticos na região de estudo, poderiam ocasionar uma distorção na correlação. Sendo assim, gerou-se oito matrizes de correlação de Pearson, duas correlacionado os metais no sedimento e o uso e ocupação do solo da área das bacias hidrográficas de influência para cada ano amostral, 2006 e 2016, com os dados padronizados com logaritmo; duas correlacionado os metais no sedimento e o uso e ocupação

do solo da área das bacias hidrográficas de influência para cada ano amostral, 2006 e 2016, com os dados padronizados com z-score; duas correlacionado os metais no sedimento e o uso e ocupação do solo das áreas de APPs das bacias hidrográficas de influência para cada ano amostral, 2006 e 2016, com os dados padronizados com logaritmo e duas correlacionado os metais no sedimento e o uso e ocupação do solo das áreas de APPs das bacias hidrográficas de influência para cada ano amostral, 2006 e 2016, com os dados padronizados com z-score. O resultado das correlações está apresentado nas tabelas de 7 a 15 e figuras de 42 a 50.

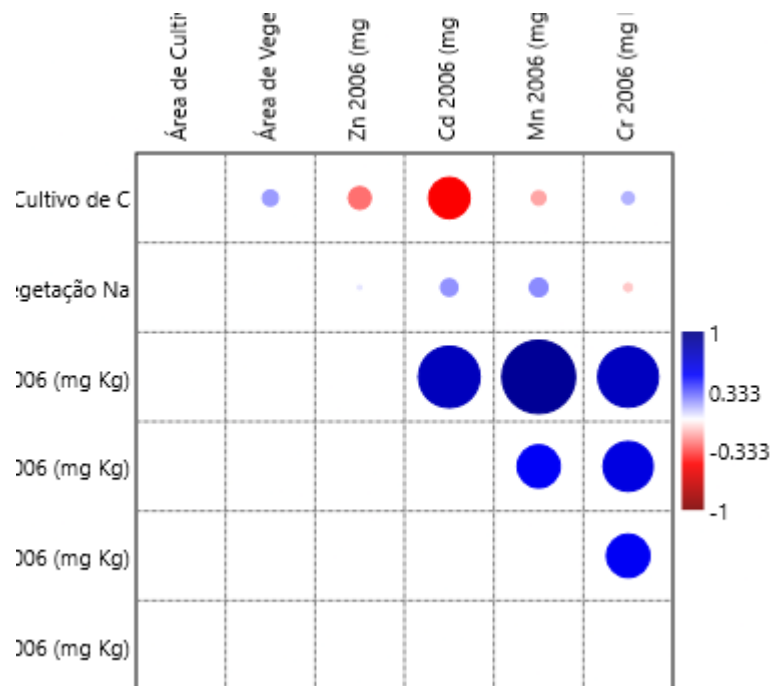
Uma análise mais detalhada dos dois cenários, 2006 e 2016, se mostrou necessária, desse modo foi aplicado a PCA em ambos os conjuntos de dados. Na PCA, a distância dos pontos demonstra a intensidade da correlação, dando uma visão melhor do que as matrizes de correlação apresentadas anteriormente. Foram utilizados três grupos para a análise, que são as áreas de uso e ocupação do solo que pertencem ao grupo Áreas, as áreas de preservação permanente que estão no grupo APPs e por fim os metais que estão no grupo de mesmo nome, conforme figuras a seguir.

Tabela 9 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com LOG

	Área de Cultivo de Cana (km ²)	Área de Vegetação Nativa (km ²)	Zinco (mg/Kg)	Cádmio (mg/Kg)	Manganês (mg/Kg)	Cromo (mg/Kg)
Área de Cultivo de Cana (km ²)		0,196	-0,280	-0,509	-0,175	0,150
Área de Vegetação Nativa (km ²)			0,050	0,213	0,227	-0,106
Zinco (mg/Kg)				0,760	0,909	0,750
Cádmio (mg/Kg)					0,531	0,616
Manganês (mg/Kg)						0,536

Fonte: Próprio autor.

Figura 42 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com LOG



Fonte: Próprio autor.

O resultado das correlações do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) do sedimento dos pontos de amostragem no ano de 2006 com os dados padronizados com logaritmo (Tabela 7 e Figura 42) apresentaram uma forte correlação entre os metais zinco e manganês (0,909) e um pouco mais fraca com zinco e cromo (0,750) e cromo e cádmio (0,616).

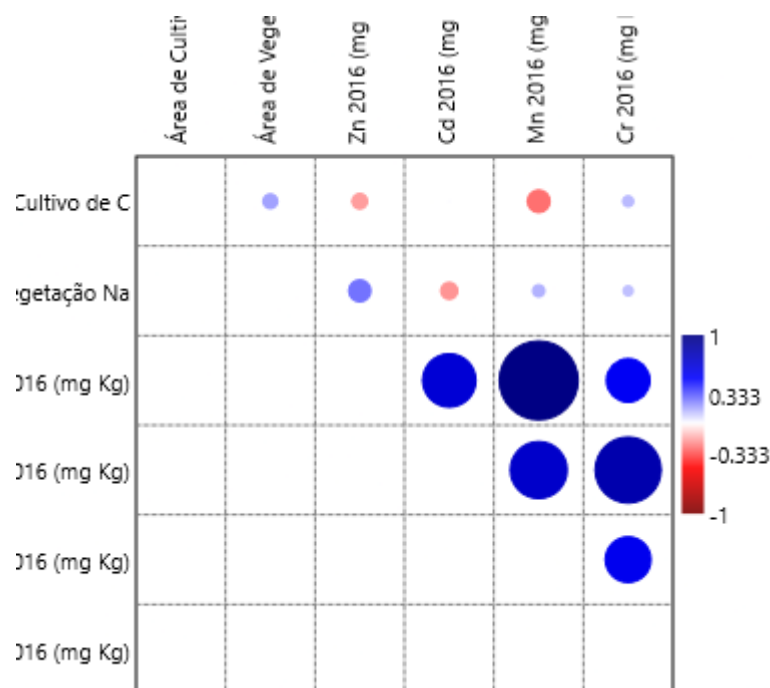
A maior correlação dos usos e ocupação do solo das bacias hidrográficas com os metais no ano de 2006, com padronização dos dados em logaritmo, foi de -0,509, correlação inversa, entre o metal cádmio e o uso plantação de cana de açúcar. Para os demais usos do solo e metais, as correlações foram inferiores a 0,300, tanto as positivas quanto as negativas.

Tabela 10 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com LOG

	Área de Cultivo de Cana (km ²)	Área de Vegetação Nativa (km ²)	Zinco (mg/Kg)	Cádmio (mg/Kg)	Manganês (mg/Kg)	Cromo (mg/Kg)
Área de Cultivo de Cana (km ²)		0,181	-0,192	0,008	-0,280	0,134
Área de Vegetação Nativa (km ²)			0,273	-0,210	0,150	0,122
Zinco (mg/Kg)				0,661	0,977	0,540
Cádmio (mg/Kg)					0,705	0,817
Manganês (mg/Kg)						0,566

Fonte: Próprio autor.

Figura 43 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com LOG



Fonte: Próprio autor.

Para o ano de 2016, o resultado das correlações do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) do sedimento dos pontos de amostragem no ano com os dados padronizados com logaritmo (Tabela 8 e Figura 43) apresentaram uma forte correlação entre os metais zinco e manganês (0,977) e um pouco mais fraca entre o cromo e o cádmio (0,817).

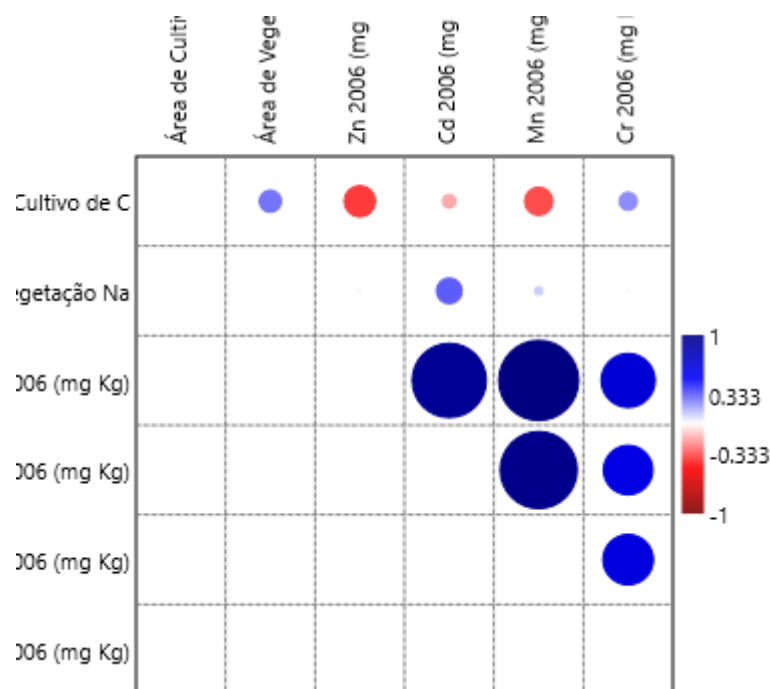
A correlação dos usos e ocupação do solo das bacias hidrográficas com os metais no ano de 2016, com padronização dos dados em logaritmo, foram todas inferiores a 0,300 tanto as positivas quanto as negativas.

Tabela 11 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com Z-SCORE

	Área de Cultivo de Cana (km ²)	Área de Vegetação Nativa (km ²)	Zinco (mg/Kg)	Cádmio (mg/Kg)	Manganês (mg/Kg)	Cromo (mg/Kg)
Área de Cultivo de Cana (km ²)		0,272	-0,386	-0,166	-0,349	0,222
Área de Vegetação Nativa (km ²)			0,025	0,317	0,101	-0,024
Zinco (mg/Kg)				0,918	0,991	0,667
Cádmio (mg/Kg)					0,953	0,609
Manganês (mg/Kg)						0,623

Fonte: Próprio autor.

Figura 44 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com Z-SCORE



Quando a padronização dos dados foi realizada com o Z-SCORE, no ano de 2006 apresentou uma forte correlação entre os metais manganês com o zinco (0,991), manganês com o cádmio (0,953) e zinco com cádmio (0,918). O cromo apresentou uma correlação mais fraca com todos os metais, ficando em torno de 0,600.

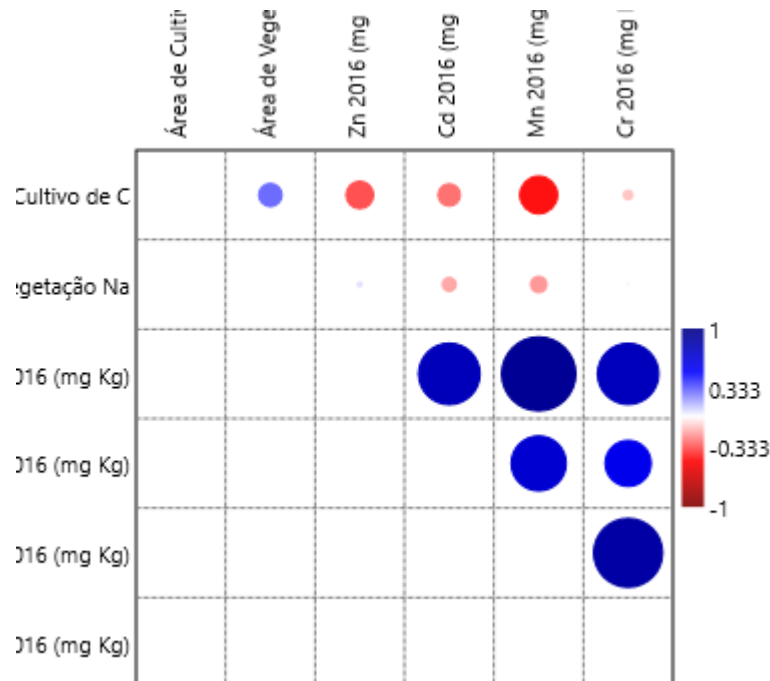
Já os usos e ocupação do solo das bacias de influência não apresentaram correlação forte com nenhum metal variando entre -0,386 do zinco com plantação de cana de açúcar a 0,317 do cádmio com a vegetação nativa.

Tabela 12 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com Z-SCORE

	Área de Cultivo de Cana (km ²)	Área de Vegetação Nativa (km ²)	Zinco (mg/Kg)	Cádmio (mg/Kg)	Manganês (mg/Kg)	Cromo (mg/Kg)
Área de Cultivo de Cana (km ²)		0,286	-0,340	-0,276	-0,466	-0,114
Área de Vegetação Nativa (km ²)			0,057	-0,170	-0,201	-0,023
Zinco (mg/Kg)				0,762	0,918	0,759
Cádmio (mg/Kg)					0,681	0,570
Manganês (mg/Kg)						0,855

Fonte: Próprio autor.

Figura 45 – Correlação do uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, c3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com Z-SCORE



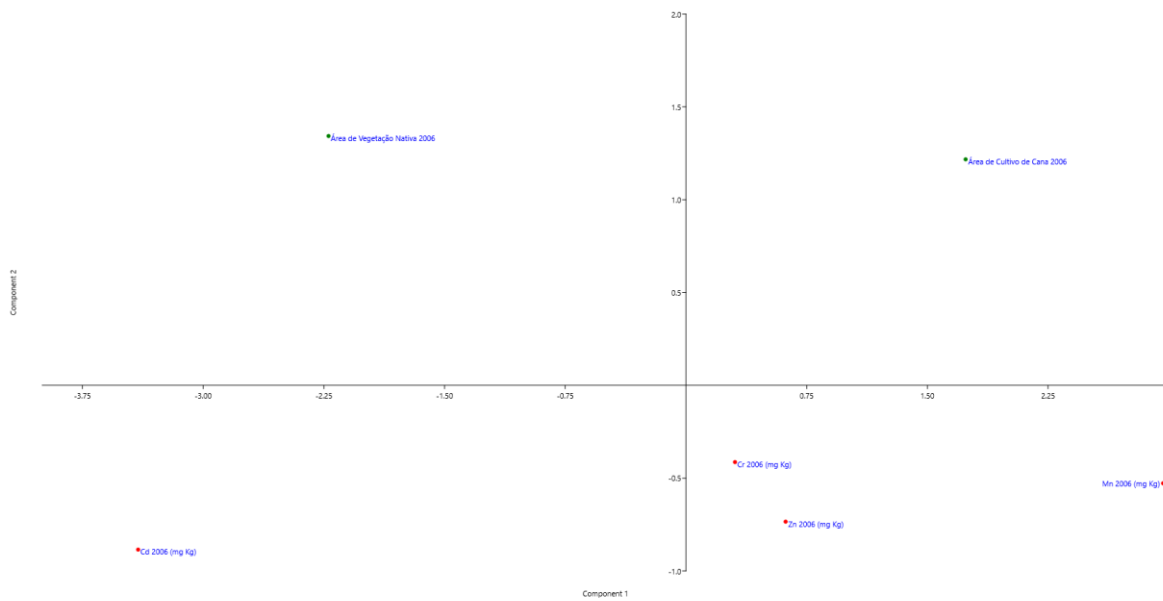
Fonte: Próprio autor.

No ano de 2016 os dados padronizados com Z-SCORE apresentaram correlação positiva mais forte entre os metais zinco e manganês (0,918) e entre cromo e manganês (0,855). Quanto as correlações dos usos e ocupação do solo nas bacias hidrográficas de influência, apresentaram baixa correlação com os metais, sendo que a maior correlação foi entre plantação de cana com o metal manganês (-0,466).

Uma análise mais detalhada dos dois cenários, 2006 e 2016, se mostrou necessária, desse modo foi aplicado a PCA em ambos os conjuntos de dados. Na PCA, a distância dos pontos demonstra a intensidade da correlação, dando uma visão melhor do que as matrizes de

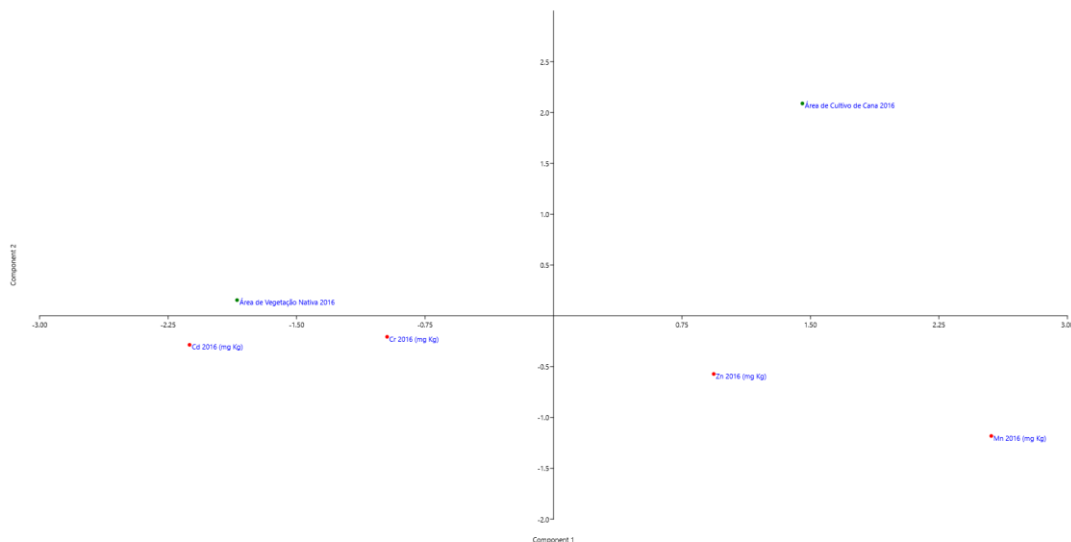
correlação apresentadas anteriormente. Foram utilizados três grupos para a análise, que são as áreas de uso e ocupação do solo que pertencem ao grupo Áreas, as áreas de preservação permanente que estão no grupo APPs e por fim os metais que estão no grupo de mesmo nome, conforme figuras de 46 a 49.

Figura 46 – PCA das áreas de uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com LOG



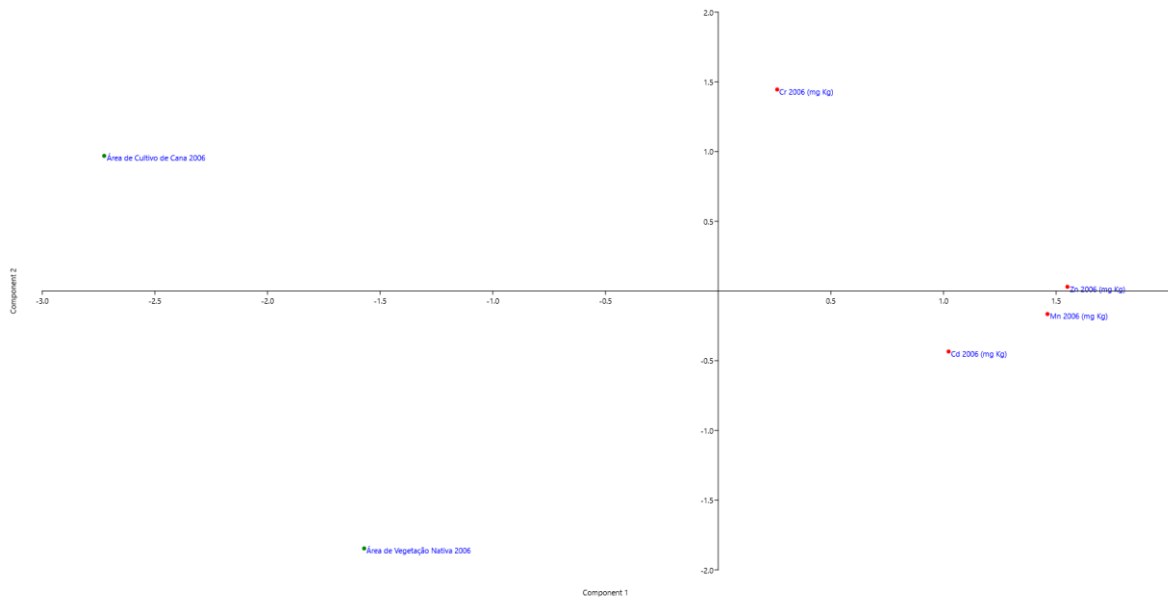
Fonte: Próprio autor.

Figura 47 – PCA das áreas de uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com LOG



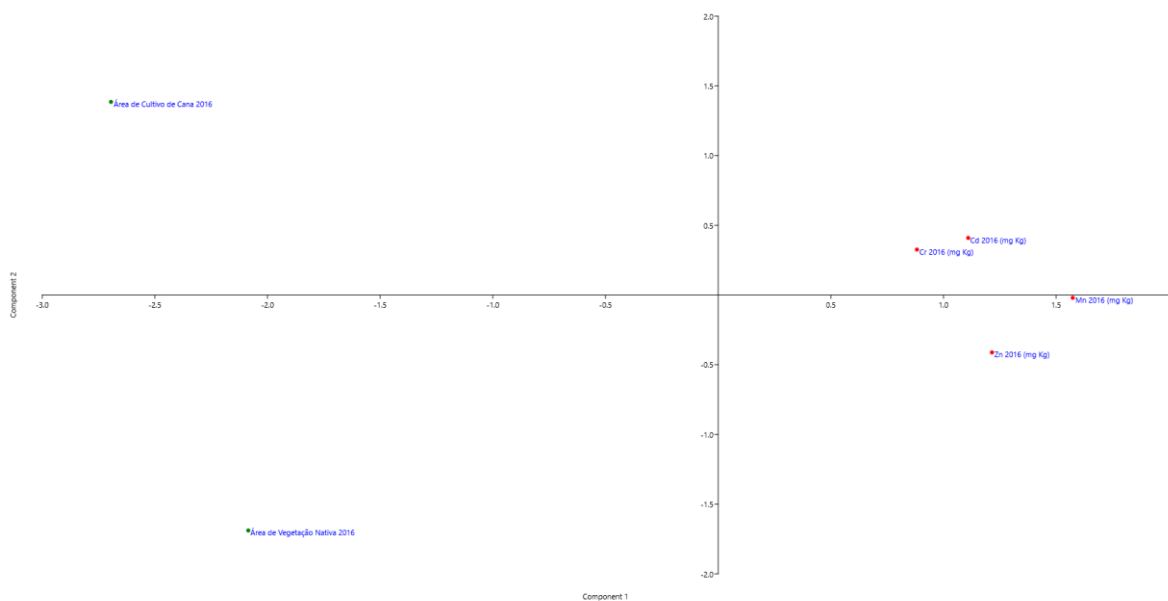
Fonte: Próprio autor.

Figura 48 – PCA das áreas de uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com Z-SCORE



Fonte: Próprio autor.

Figura 49 – PCA das áreas de uso e ocupação do solo das áreas das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com Z-SCORE



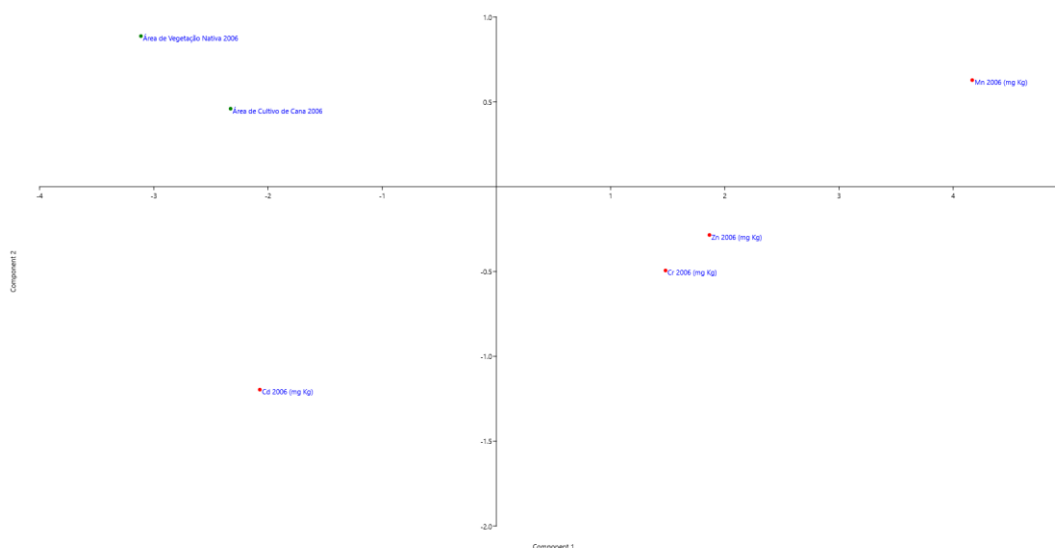
Fonte: Próprio autor.

Os resultados das PCAs apresentadas nas figuras de 46 e 47 utilizaram o método de padronização por transformada logarítmica, já as figuras 48 e 49 utilizaram o método de

padronização *z-score*. Na figura 46, correspondente ao ano de 2006, percebe-se maior correlação entre os metais cromo, zinco e manganês, destacando-se a proximidade dos metais cromo e zinco. O metal cádmio está isolado no quadrante aposto e não apresentou nenhum tipo de correlação com os demais. A análise apresenta baixíssima correlação entre metais e áreas e áreas entre si, onde os metais se concentram majoritariamente na parte inferior do gráfico e as áreas na parte superior. Na figura 47 o comportamento é semelhante ao gráfico da figura 46, destacando a forte correlação entre cádmio e cromo, já os metais zinco e manganês apresentaram baixa correlação. Assim como na figura 46, os metais se concentram na parte inferior e as áreas na parte superior, destacando apenas a área de vegetação nativa que se aproxima do metal cádmio. O método de padronização *z-score* utilizado nas figuras 48 e 49 apresentou pouca diferença em relação ao método de transformada logarítmica visto nas figuras 46 e 47, podendo se observar comportamento semelhante em ambos os métodos. Na figura 48 percebe-se novamente uma forte correlação entre metais, destacando a correlação entre zinco e manganês. Os metais cádmio e cromo apresentam-se mais distantes assim como na figura 46. As áreas continuam distantes dos metais e entre si, ocupando quadrantes opostos. A figura 49 apresenta resultado semelhante a figura 48, destacando a forte correlação entre cromo e cádmio e mais fraca entre manganês e zinco.

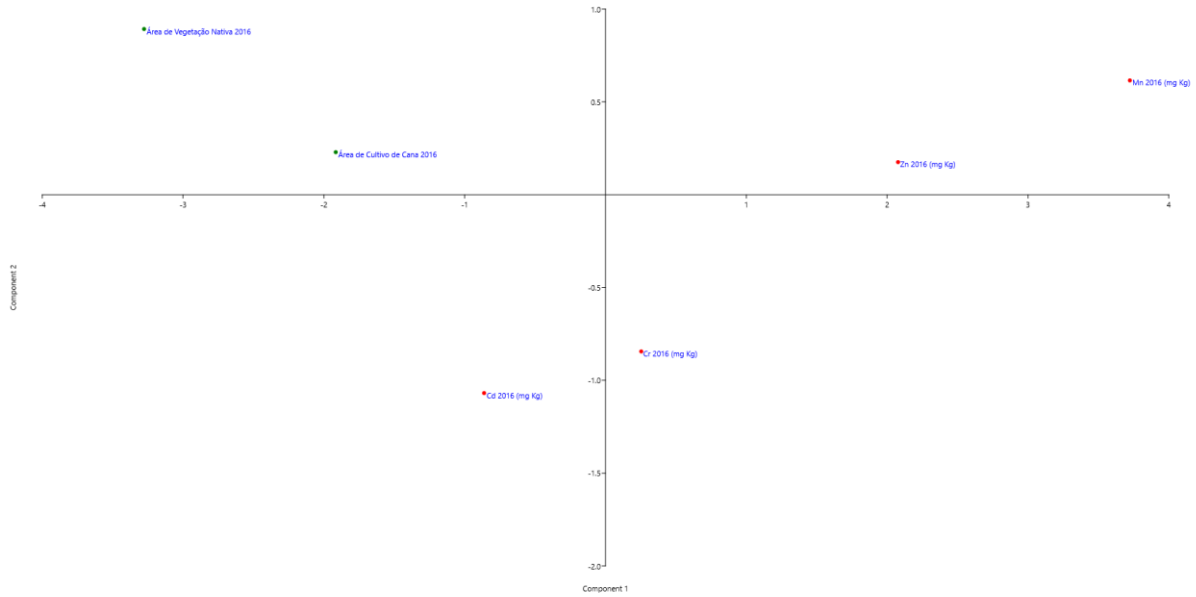
As PCAs das áreas de APP estão apresentadas nas figuras de 50 a 53, sendo as figuras 50 e 51 utilizando os métodos de padronização por transformada logarítmica e as figuras 52 e 53 utilizando o métodos *z-score*.

Figura 50 – PCA das áreas de APP das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com LOG



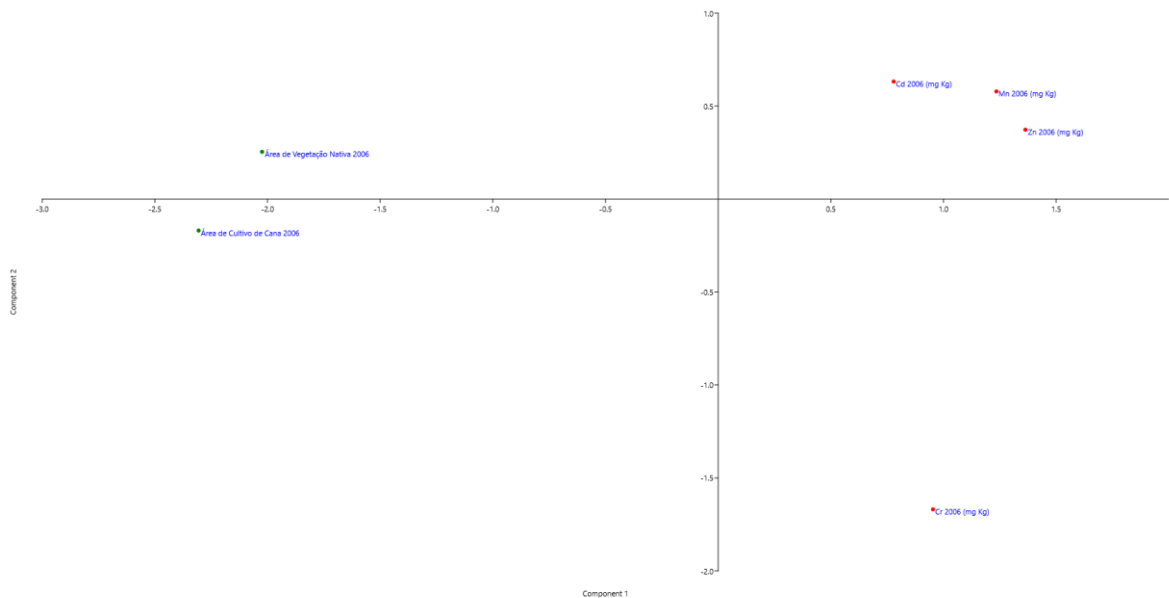
Fonte: Próprio autor.

Figura 51 – PCA das áreas de APP das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com LOG



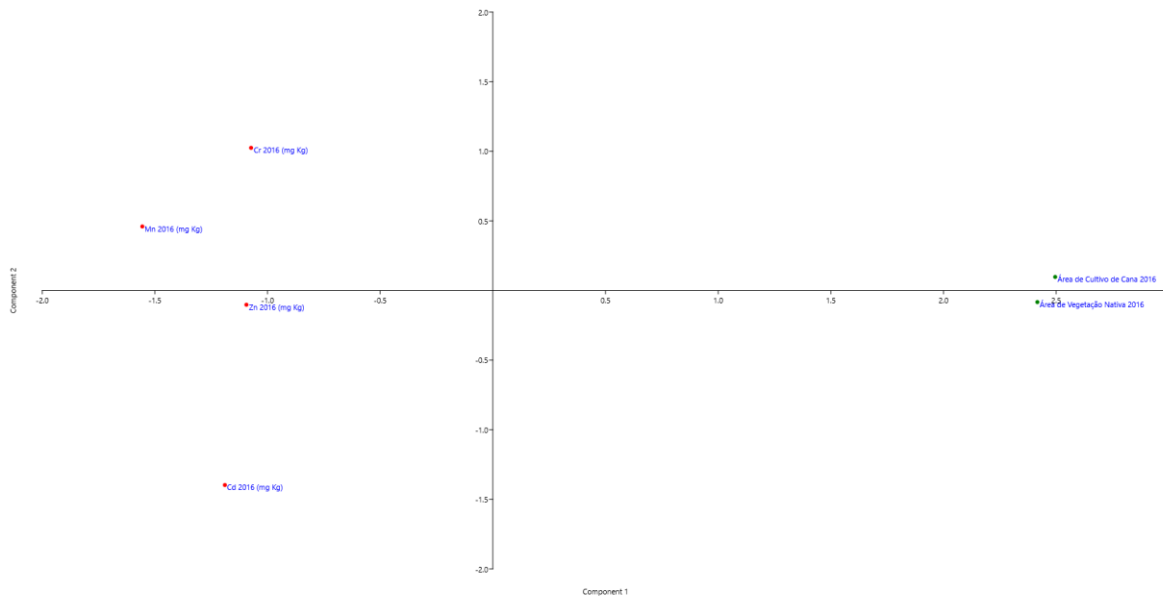
Fonte: Próprio autor.

Figura 52 – PCA das áreas de APP das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2006: dados padronizados com Z-SCORE



Fonte: Próprio autor.

Figura 53 – PCA das áreas de APP das bacias hidrográficas de influência C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8 com as concentrações de metais (manganês, cádmio, zinco e cromo) no ano de 2016: dados padronizados com Z-SCORE



Fonte: Próprio autor.

Os resultados das PCAs das áreas de APPs apresentam semelhanças com as análises das áreas de uso e ocupação do solo. Na figura 50 nota-se correlação mais forte entre os metais zinco e cromo, já manganês e cádmio encontram-se distantes dos demais, apresentando baixa correlação. Com exceção das áreas, nesta análise apresentam correlação mais forte entre área de vegetação nativa e cultivo de cana. Os metais e as áreas de uso e ocupação do solo não apresentam correlação entre si. A figura 51 não apresenta fortes correlações entre os metais e áreas em si. As figuras 52 e 53 apresentam comportamento semelhante as figuras 50 e 51, devido ao método de padronização z-score, apenas a disposição dos elementos ficaram diferentes. Na figura 52 não há correlação com nenhum metal e nenhuma área, nem mesmo entre seus grupos, já na figura 53 destaca-se a correlação entre as áreas de vegetação nativa e cultivo de cana.

7. DISCUSSÃO

Bacias hidrográficas podem ser divididas de diversas formas e assim, apresentarem uma infinidade de tamanhos. Desta forma, denominar se uma bacia é micro, pequena, média ou grande pode ser subjetiva, mas quase sempre é feito de forma comparativa entre duas ou mais bacias hidrográficas.

Para caracterizar uma bacia hidrográfica se faz necessário determinar alguns parâmetros morfométricos e de caracterização física que possam contribuir para o entendimento não só do tamanho, mas também da forma, relevo, hidrografia e dimensões.

O presente estudo foi realizado em oito bacias hidrográficas de influência dos pontos de coleta dos parâmetros de concentração de metais no sedimento e para melhor compreensão e comparação entre as mesmas, realizou-se algumas medidas morfométricas.

As bacias hidrográficas de influência C4 e C8 foram as que apresentaram maiores áreas (160,94 e 112,78 km², respectivamente) e conseqüentemente as maiores ordens de canais (ordem 5 C4 e ordem 4 C8), comprimento da bacia (21,07 e 16,03 km, respectivamente), bem como número de canais (105 canais para bacia C4 e 57 canais para bacia C8) podendo ser classificadas, de forma comparativa entre as bacias estudadas como de médio porte. A bacia C1 que apresentou área de 19,07 km², comprimento de canal de 4,87 km, ordem de canal 4 e número de canais igual a 33 pode ser classificada como de pequeno porte. As demais bacias apresentaram áreas inferiores a 8 km², ordem de canal de 1 e 2, comprimento de canal inferior a 3,5 km e número de canais variando entre 1 e 5, podem ser classificadas como micro-bacias.

Segundo os valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo (CETESB, 2014), o metal cádmio apresenta com valor de referência de qualidade a concentração máxima de <0,5 mg/Kg⁻¹ de solo/sedimento, como valor de prevenção 1,3 mg/Kg⁻¹ de sedimento e como valor de intervenção em áreas agrícolas 3,6 mg/Kg⁻¹ de sedimento.

Os resultados obtidos por Corbi et al (2018) demonstram que o cádmio apresentou concentrações superiores ao valor de referência de qualidade do sedimento para as bacias C1 (0,86 mg/Kg⁻¹ de sedimento, 2016), C2 (1,17 mg/Kg⁻¹ de sedimento, 2016), C3 (0,88 mg/Kg⁻¹ de sedimento, 2016), C4 (1,26 mg/Kg⁻¹ de sedimento, 2006 e 1,30 mg/Kg⁻¹ de sedimento, 2016), C5 (1,57 mg/Kg⁻¹ de sedimento, 2006 e 2,00 mg/Kg⁻¹ de sedimento, 2016), C7 (1,24 mg/Kg⁻¹ de sedimento, 2016), sendo que apenas a bacia C8 apresentou concentrações inferiores ao valor de referência para qualidade do sedimento nos dois períodos de coleta. Em relação ao valor de prevenção, somente a bacia C5 apresentou valores superiores ao valor de referência nos dois períodos de coleta. Nenhum ponto de coleta apresentou valores igual ou superior ao valor de intervenção em áreas agrícolas para o cádmio.

Esses valores obtidos por Corbi et al (2018), demonstram a qualidade dos sedimentos das bacias C1, C2, C3, C4, C5, C6 e C7 não apresentam uma boa qualidade dos sedimentos, sendo preocupante a situação pois, os maiores valores foram determinados no ano de 2016.

Cabe ressaltar que a bacia C7 é a mais preservada e apresentou 100% das matas ciliares preservadas nos dois períodos de coleta (2006 e 2016), somente 2,20% (2006) e 1,76 % (2016) de sua área ocupada com plantação de cana e mais de 50% da área ocupada com vegetação nativa para os dois períodos (53,30% em 2006 e 51,10% em 2016) mas, não parece ter sido suficiente para prevenir a contaminação com cádmio no sedimento, ficando com valor acima do valor de referência de qualidade no ano de 2016.

Essa contaminação pode estar relacionada com a proximidade da bacia C7 da rodovia Washington Luiz e a área urbana da cidade de São Carlos (SP), que podem ter derivado por poluição atmosférica este metal. Brito, Araújo & Siva (2018), em um trabalho de revisão de literatura sobre contaminação de material particulado na atmosfera, relatam que na cidade de Meknès, no Marrocos, foi encontrada concentração de 17 ng/m³ de Cd em duas grandes avenidas (AIT BOUH *et al.* (2010) apud BRITO, ARAÚJO & SILVA (2018). O ponto de coleta C4 também apresentou concentração elevada para o cádmio se comparado ao valor de referência de qualidade da CETESB (2014). O ponto de amostragem C4 também está próximo à rodovia Washinton Luiz e se encontra a jusante do cruzamento do ribeirão Chibarro com esta rodovia, o que pode reforçar a hipótese da influência da poluição atmosférica se um fator de aumento da concentração de cádmio no sedimento.

Antagonicamente, a bacia C8 foi a única que apresentou valores de referência de qualidade do sedimento em relação ao parâmetro cádmio, inferior a concentração máxima para os dois períodos, mesmo possuindo 72,10% (2006) e 72,60% de sua área ocupada com cana de açúcar.

O fato da bacia C5 ter apresentado concentrações acima do valor de prevenção, pode ser explicado, pois foi a bacia que apresentou a maior porcentagem de uso do solo com plantação de cana de açúcar, proporcionalmente as demais bacias (92,77%) para os dois períodos de coleta.

De acordo com CETSB (2014), os valores orientadores de qualidade do sedimento para o cromo são de 40,0 mg/Kg⁻¹ de sedimento, o valor de valor de prevenção 75,0 mg/Kg⁻¹ de sedimento e como valor de intervenção em áreas agrícolas 150 mg/Kg⁻¹ de solo/sedimento. Os resultados utilizados no estudo apresentaram valores inferiores a concentração máxima de qualidade cromo no sedimento, o que demonstra que esse elemento parece não apresentar riscos de contaminação ambiental para as bacias estudadas a curto prazo.

O metal ferro (Fe) foi o que apresentou as maiores concentrações de todos os metais com muita variação em sua concentração nos sedimentos dos pontos estudados. A presença de material férrico em alguns tipos de solo da região de estudo foi descrita por Rossi (SÃO

PAULO, 2017) e justifica a grande variação das concentrações desse elemento nos pontos de coleta (variando de 442,48 mg/Kg⁻¹, no ponto C8 em 2016 a 96.460,20 mg/Kg⁻¹ de sedimento). Em todos os pontos de coleta ocorreu uma forte variação nas concentrações de ferro no sedimento de 2006 para 2016, com exceção do ponto de coleta C7 que não ocorreu variação na concentração de ferro (884,96 mg/Kg de sedimento para os dois períodos de coleta).

O fato desse ponto de amostragem não ter apresentado variação na concentração de ferro deve estar relacionado a preservação da bacia que conta para os dois períodos com 100% de suas áreas de APPs preservadas, o que deve ter contribuído para que não ocorresse arraste significativo de sedimentos para o leito do rio e provavelmente, os solos dessa bacia hidrográfica não apresentam altas concentrações de ferro, pois a bacia é de pequeno porte, está inserida numa área com vegetação nativa de fisionomia cerrado em sua grande maioria e parte está ocupada com plantação de eucalipto, além do que é uma região de solos bastante arenoso.

Em estudo realizado por Alexandrino et al (2021), foi descrito que os solos da área da bacia C7 são predominantemente arenosos e devem estar dentro da classificação de Neossolos Quartzarênicos, que junto aos Latossolos Vermelho/Amarelos predominam na região (SÃO PAULO, 2017). A grande variabilidade dos tipos de solo na região de estudo e dos usos e ocupação do solo por atividades antrópicas, pode ser a causa da variação das concentrações de ferro no sedimento dos demais pontos de amostragem, visto que as demais bacias apresentam uma forte ocupação do solo com plantio de cana, inclusive dentro das áreas de APPs, ocasionando o carregamento de solos para o leito dos cursos d'água e provocando acúmulos de distintos solos no sedimento.

O manganês também apresentou uma grande variação na concentração nos pontos de coleta (de 0,00 mg/Kg⁻¹, no ponto C6 em 2016 a 1867,26 mg/Kg⁻¹ de sedimento no ponto C5 em 2016), sendo que ponto de coleta C5 o que apresentou as maiores concentrações de manganês para os dois períodos de coleta (1026,55 mg/Kg⁻¹, em 2006 e 1867,26 mg/Kg⁻¹ de sedimento em 2016). O manganês não apresenta valores orientadores de qualidade do solo pela CETESB (2014) e é um micronutriente fundamental na produtividade agrícola sendo utilizado nos fertilizantes e presentes em solos agrícolas principalmente nas camadas superficiais e associados a presença de matéria orgânica (ZANÃO JUNIOR et al, 2007). Desta forma, a variação da concentração de manganês deve estar associada a variação da quantidade de matéria orgânica nas amostras de sedimento.

Outro metal associado a presença de matéria orgânica no sedimento ou solo, é o zinco. Que apresentou concentrações abaixo do valor máximo de referência de qualidade dos sedimentos (CETESB, 2014) para todos os pontos de amostragem, com exceção do ponto C5 que apresentou concentrações acima do valor de prevenção para o sedimento nos dois períodos de coleta, 83,19 mg/Kg⁻¹ e 90,71 mg/Kg⁻¹, respectivamente. Segundo HOROWITZ & DANTAS (1976 apud (ZANÃO JUNIOR et al, 2007), a adsorção do zinco depende do teor e qualidade da argila e que o zinco tem movimentação reduzida tanto lateral quanto em profundidade, permanecendo vários anos na superfície. Isto deve ser o fator que levou ao incremento na concentração de zinco no ponto de amostragem C5, apesar dos pontos C1, C3, C4, C6 e C8 ter ocorrido um decréscimo na concentração do zinco de 2006 para 2016.

Algumas hipóteses podem ser formuladas para explicar essa variação, entre elas a hidrodinâmica de cada ponto de amostragem. A variação da velocidade do fluxo de água pode provocar o arrete ou a sedimentação nos locais de coleta o que pode provocar essa alteração na concentração nos sedimentos dos pontos de amostragem, principalmente em relação ao teor de matéria orgânica. Precipitações isoladas acarretando um arraste de sedimentos com baixa concentração de zinco para o local de coleta, também pode ser uma variável ambiental que influenciou na variabilidade da concentração dos metais nos distintos pontos de amostragem.

De acordo com Corbi et al (2016)

..."O zinco é mobilizado no meio ambiente devido a processos naturais de erosão, incêndios florestais, erupções vulcânicas, atividade biológica e também tem sido amplamente encontrado em fertilizantes. Assim, o zinco está naturalmente presente em todo o ambiente, mas também pode ser encontrado em fertilizantes e, portanto, ser transportado para ambientes aquáticos pelo processo de escoamento superficial em áreas adjacentes (Angelotti-Neto et al. 2004). O Cd foi detectado em baixas concentrações em todos os riachos, mas com altas concentrações em riachos sem mata ciliar, localizados em áreas de cana-de-açúcar. Nos riachos Anhumas (C8) e Monjolinho (C6), ambos localizados em áreas preservadas, o Cd não foi detectado nos sedimentos. A maior concentração desse metal foi detectada para o riacho dos Andes (C5), em área agrícola, com concentração de 1,99 mg kg⁻¹. O Cd é um metal tóxico que geralmente ocorre na natureza associado a outros metais como zinco e chumbo. Conforme apontado por Bizarro et al. (2008), o Cd é tóxico para os organismos."

Segundo o Código Florestal Brasileiro, lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 em seu artigo 3º, parágrafo II, menciona que a área de proteção permanente (APP) deve ser coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

O presente trabalho mensurou as áreas das APPs das bacias de influência dos pontos de coleta C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7 e C8, através dos mapas de uso e ocupação do solo (figuras de 30 a 37), a fim de verificar alguma correlação com os resultados de qualidade dos sedimentos das bacias hidrográficas.

Por se tratar de uma área de preservação ambiental, conforme mencionado no Código Florestal Brasileiro, espera-se que uma APP seja ocupada em 100% por vegetação, sendo ela nativa ou não (revegetação). Através dos dados apresentados na tabela 6, a média das áreas de vegetação nativa das APPs das bacias C1, C2, C3, C4, C5, C6 e C8 é de 55,50% da área total para o ano de 2006 e 56,26% da área total para o ano de 2016, exceto a bacia C7 que apresentou 100% de ocupação da área por vegetação nativa. Os resultados podem ser justificados pelo fato da bacia C7 estar dentro de uma reserva florestal, já as demais bacias registraram crescimento médio da vegetação nativa de 0,76% de 2006 a 2016, sendo 0,08% ao ano. Apesar do crescimento insignificante das áreas de vegetação nativa nas APPs, o resultado pode ser explicado pelo fato de um maior enrijecimento das legislações vigentes (BORGES, 2011).

A área urbanizada foi apresentada apenas na bacia C4, ocupando 2,64% da área total para o ano de 2006 e 2,72% para 2016, registrando um crescimento de 0,05%, que pode ser explicado pelo crescimento da malha urbana, visto que a bacia está localizada próxima as cidades de Ibaté e São Carlos.

A área de cultivo de cana foi apresentada em todas as bacias, exceto na bacia C7. Em média a área foi de 40,12% da área total para o ano 2006 e 40,10% para o ano de 2016, registrando um decréscimo de 0,02% entre os anos, podendo-se considerar uma manutenção na ocupação das áreas. O resultado é alarmante, visto que em áreas de APP a ocupação do solo deve ser de vegetação nativa em sua totalidade, tornando o decréscimo irrelevante.

A área de pasto foi apresentada apenas na bacia C4, ocupando 5,89% do total da área para o ano de 2006 e 4,38% para 2016, registrando um decréscimo de 1,51%, o que pode ser justificado pelo incentivo ao cultivo de cana-de-açúcar mencionado por Da Silva (2021) e pelo fato da região ser predominantemente canavieira. A área de reflorestamento não foi apresentada em nenhuma das bacias.

8. CONCLUSÃO

Nenhuma bacia hidrográfica apresentou boa qualidade nos sedimentos. Não somente as lavouras de cana-de-açúcar, como é o caso da bacia C5, mas fatores ambientais extras

como a poluição atmosférica e a hidrodinâmica, podem influenciar diretamente na concentração de metais nos sedimentos, alterando suas qualidades, o que pode ser visto em algumas bacias hidrográficas que apresentaram valores de metais acima dos valores de referência, mesmo estando em áreas preservação ambiental com vegetação nativa preservada, como na bacia C7.

Apesar dos resultados alarmantes apresentados nas áreas de APPs, não se pode afirmar com clareza uma correlação direta entre a qualidade dos metais nos sedimentos das bacias hidrográficas com o uso e ocupação do solo das APPs, conforme visto nas PCAs (figuras de 50 a 53), onde a correlação entre as áreas e os metais são muito fracas, o que pode ser explicado pelo lapso temporal das coletas e pelo momento da captura das imagens em ambos os satélites, não sendo possível um monitoramento gradual das áreas.

Mais estudos são necessários para encontrar indícios de correlação entre os dados de características físicas das bacias de influências e as análises metais nos sedimentos. Outros métodos estatísticos, matemáticos e computacionais como *wavelets*, redes neurais artificiais e *deep learning*, podem ser empregados para melhorar os resultados obtidos, desenvolvendo análises mais aprofundadas e precisas. Análises dos mesmos dados por outros primas também podem trazer resultados diferentes dos obtidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIT BOUH, H., BENYAICH, F., BOUNAKHLA, M., NOACK, Y., ZAHRY, F., TAHRI, M. Caracterisations de la matiere particulare atmospherique dans la ville de Meknes, *Physical and Chemical News*, v. 54 p. 47-54, 2010.

ALBERTO, W. D. et al. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study Suquia River Basin (Córdoba–Argentina). *Water research*, v. 35, n. 12, p. 2881-2894, 2001.

ALEXANDRINO, D. M., SANTOS, H. L. DA S. & KÜLL, C. R. Uma atividade investigativa para o estudo da paisagem: o solo do Cerrado em foco. *REnCiMa*, São Paulo, v.12, n.3, p. 1-21, abr./jun. 2021. Disponível em <https://revistapos.cruzeirodosul.edu.br/index.php/rencima/article/view/2801/1546>

ALVARENGA, C. C. et al. Continuidade espacial da condutividade hidráulica saturada do solo na bacia hidrográfica do Alto Rio Grande, MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, p. 1745-1758, 2011.

ATSDR's Substance Priority List. Agency of Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2019. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html#2019spl>>. Acesso em: 30 de jun. de 2021.

BAILÃO, E. F. L. C. et al. Effect of land-use pattern on the physicochemical and genotoxic properties of water in a low-order stream in Central Brazil. *Ambiente e Agua-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 15, n. 3, p. 1-16, 2020.

BATALHA, B., PARLATORE AC. Controle da qualidade da água para consumo humano. São Paulo, São Paulo, CETESB, 1993.

BATUR, E., MAKTAV, D. Assessment of surface water quality by using satellite images fusion based on PCA method in the Lake Gala, Turkey. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 57, n. 5, p. 2983-2989, 2018.

BELLUTA, I. et al. Impactos provocados por metais potencialmente tóxicos dissolvidos em água e em sedimentos no Córrego do Cintra–Botucatu-SP. *Salusvita*, v. 27, n. 2, p. 239-258, 2008.

BENITES-LAZARO, L. L. et al. Land-water-food nexus of biofuels: Discourse and policy debates in Brazil. *Environmental Development*, v. 33, p. 100491, 2020.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei nº 12.651. Brasília, DF, 2012.

BRITO, C. F. de. Avaliação dos efeitos da construção do rodoanel na qualidade da água e sedimento da represa do Parque Pedroso, Santo André-SP. Estudo geoquímico de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), metais e elementos traço com vistas ao abastecimento público. 2014. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

BIZARRO, V.G., MEURER, E.J., TATSCH, F.R.P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados. *Ciência Rural* 38, p. 247-250, 2008.

BORGES, L. A. C. et al. Áreas de preservação permanente na legislação ambiental brasileira. *Ciência Rural*, v. 41, n. 7, p. 1202-1210, 2011.

CALIXTO, K. G. Relações causais e persistências na dinâmica da disponibilidade hídrica para a formulação de modelos hidrológicos conceituais. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2020.

CETESB. Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – Decisão de Diretoria 045/2014/E/C/I, de 20 de fevereiro de 2014. Disponível em <https://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/18/2014/12/DD-045-2014-P53.pdf>, acesso em 12 de agosto de 2021.

CONAGIN, A. Transformações dos dados experimentais. *Bragantia*, v. 14, n. UNICO, p. 141-147, 1955.

CORBI, J. J., TRIVINHO-STRIXINO, S., DOS SANTOS, A., DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Quim Nova* 29: 61-65, 2006.

CORBI, J. J. et al. Environmental diagnosis of metals in streams near sugarcane cultivation areas: current and historical analysis in the central region of the State of São Paulo. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, n. 3, p. 2711-2719, 2018.

CURTIS, A. E. et al. The mystery of the Z-score. *Aorta*, v. 4, n. 04, p. 124-130, 2016.

DA SILVA, G. J. et al. Aptitude of areas planned for sugarcane cultivation expansion in the state of São Paulo, Brazil: a study based on climate change effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 305, p. 107164, 2021.

DA SILVA, W. B.; BEZERRA, J. M.; DO RÊGO, A. T. A. Qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Açude Santa Cruz do Apodi, Rio Grande do Norte. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 16, n. 2, p. 164-173, 2021.

DALAL, S. G. et al. Evaluation of significant sources influencing the variation of water quality of Kandla creek, Gulf of Katchchh, using PCA. *Environmental monitoring and assessment*, v. 163, n. 1, p. 49-56, 2010.

DE LIMA RODRIGUES, A. S.; MALAFAIA, G. A importância dos estudos sobre a contaminação por arsênio na saúde pública. *SaBios-Revista de Saúde e Biologia*, v. 5, n. 2, 2010.

DE OLIVEIRA, C. S. P.; DA SILVA, J. C.; TAVARES, J. L. Análise de qualidade da água e percepção ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Pitumbu (BHRP). *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v. 8, n. 3, 2020.

DO NASCIMENTO SCARASSATTI, M. R., BENATTI, A., DE MORAIS, E. B. Efeito dos bagaços de malte e cana-de-açúcar na retenção de nutrientes em substratos de telhado verde extensivo. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 3, p. e3510312907-e3510312907, 2021.

DONADIO, N. M. M., GALBIATTI, J. A., PAULA, R. C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, v. 25, p. 115-125, 2005.

FIERRO, P. et al. Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. *Water Quality*. Intechopen, Rijeka, p. 23-38, 2017.

FISHER, J. RB. et al. Impact of satellite imagery spatial resolution on land use classification accuracy and modeled water quality. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, v. 4, n. 2, p. 137-149, 2018.

GOMES, M. da C. R.; CAVALCANTE, I. N. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água subterrânea. *Águas subterrâneas*, v. 31, n. 1, p. 134-149, 2017.

HALDAR, K. et al. Spatio-temporal variations in chemical-physical water quality parameters influencing water reuse for irrigated agriculture in tropical urbanized deltas. *Science of The Total Environment*, v. 708, p. 134559, 2020.

HARA, A. T. et al. Estacionaridade e simetria das distribuições de umidade do solo e de variáveis de produção e suas análises variográficas. *Revista Engenharia na Agricultura*, v. 27, n. 6, p. 508-517, 2019.

HELENA, B. et al. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water research*, v. 34, n. 3, p. 807-816, 2000.

JESUS, H. C. de et al. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. *Química Nova*, v. 27, p. 378-386, 2004.

KUMAR, V. et al. Assessment of heavy-metal pollution in three different Indian water bodies by combination of multivariate analysis and water pollution indices. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, v. 26, n. 1, p. 1-16, 2020.

LARI, S. Z. et al. Comparison of pesticide residues in surface water and ground water of agriculture intensive areas. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, v. 12, n. 1, p. 11, 2014.

LIDIANE, L. M. K. et al. Análise Fatorial por Meio da Matriz de Correlação de Pearson e Policórica no Campo das Cisternas. *E&S Engineering And Science*, v. 7, n. 1, p. 58-70, 2018.

LUSTOSA, R. V. Qualidade de água para consumo humano em Riacho Frio, Piauí. 2020, 38 f. Dissertação (Mestrado em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, Urutaí, 2020.

MANLY, B. F. J; ALBERTO, J. A. N. Métodos estatísticos multivariados: uma introdução. Bookman Editora, 2008.

MARCUZZO, F. F. N. Modelagem hidrológica utilizando regressão: conceituação matemática, logaritimização e avaliação. XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2014.

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

MENEZES, J. P. C. de et al. Correlação entre uso da terra e qualidade da água subterrânea. *Engenharia Sanitária e ambiental*, v. 19, p. 173-186, 2014.

NACHILUK, K. Cana-de-açúcar: produção e processamento em 2019. Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. Instituto de Economia Agrícola (IEA), São Paulo, 11 de mar. de 2020. Disponível em: <[NASCIMENTO, W. et al. Análise de Componentes Principais na avaliação de efeitos do clima na produção de soja \(*Glycine max*\) em Belterra, Pará. *Proceeding Series of the Brazilian Society of Computational and Applied Mathematics*, v. 7, n. 1, 2020.](http://www.iea.sp.gov.br/out/TerTexto.php?codTexto=14767#:~:text=O%20Estado%20de%20S%C3%A3o%20Paulo,62%2C6%25%20do%20a%C3%A7%C3%BAcar%20(>. Acesso em: 27 de jun. de 2021.</p></div><div data-bbox=)

NOBRE, R. L. G. et al. Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. *Science of The Total Environment*, v. 716, p. 137044, 2020.

NOGUEIRA, P. F.; CABRAL, J. B. P.; CAMARA, M. A. B. Avaliação qualitativa do risco de poluição por metais potencialmente tóxicos nos sedimentos do empreendimento hidrelétrico de Foz do Rio Claro. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 41, p. e172916-e172916, 2021.

OKUMAH, M., ANKOMAH-HACKMAN, P. Applying conditional process modelling to investigate factors influencing the adoption of water pollution mitigation behaviours. *Sustainable Water Resources Management*, v. 6, n. 2, p. 17, 2020.

BRITO, P. H. F., ARAÚJO, R. S., SILVA, G. M. M. Composição química do material particulado atmosférico: uma revisão de literatura. *Holos*, Ano 34, Vol. 03, 62-74, 2018.

POLETO, C.; MARTINEZ, L. L. G. Sedimentos urbanos: ambiente e água. *Holos Environment*, v. 11, n. 1, p. 01-15, 2011.

PORTO, R. L. L; ZAHED FILHO, K; SILVA, R. M. Bacias Hidrográficas. Escola Politécnica da USP, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, p. 1-35, 1999.

RAMIÃO, J. P.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Riparian land use and stream habitat regulate water quality. *Limnologia*, p. 125762, 2020.

RIBEIRO, E. V. et al. Metais pesados e qualidade da água do rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora-MG: índice de contaminação. *Geonomos*, 2012.

SAHOO, M. M.; PATRA, K. C.; KHATUA, K. K. Inference of water quality index using ANFIA and PCA. *Aquatic Procedia*, v. 4, p. 1099-1106, 2015.

SANTOS, C. A. F. et al. Adequação de modelos no estudo do coeficiente de trilha dos componentes primários e secundários de progênies F6 de soja (*Glycine Max (l.) Merrill*). *Ceres*, v. 42, n. 240, 2015.

São Paulo (Estado). Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. Marcio Rossi. – São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

SILVA, J. C. A. et al. Espectroscopia no Infravermelho Próximo e Análise de Componentes Principais para Investigação de Solos Submetidos a Diferentes Usos da Terra na Amazônia Oriental Brasileira. *Revista Virtual de Química*, v. 12, n. 1, 2020.

SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water research*, v. 37, n. 17, p. 4119-4124, 2003.

SINGH, K. P. et al. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. *Water research*, v. 38, n. 18, p. 3980-3992, 2004.

SOARES, J. A. S.; BARBOSA, E. M. Políticas de acesso à água no Brasil: Pensando a evolução das políticas de combate à seca no semiárido. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 8, n. 4, p. 443-467, 2020.

TONELLI, F. C. P.; TONELLI, F. M. P. Causes and Effects of Pesticide and Metal Pollution on Different Ecosystems. In: *Bioremediation and Biotechnology*, Vol 2. Springer, Cham, 2020. p. 1-11.

VARELLA, C. A. A. Análise de componentes principais. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2008.

VEGA, M. et al. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water research*, v. 32, n. 12, p. 3581-3592, 1998.

VENKATESWARLU, T.; ANMALA, J.; DHARWA, M. PCA, CCA, and ANN Modeling of Climate and Land-Use Effects on Stream Water Quality of Karst Watershed in Upper Green River, Kentucky. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 25, n. 6, p. 05020008, 2020.

VERMA, M. Ecotoxicology of Heavy Metals: Sources, Effects and Toxicity. In: *Bioremediation and Biotechnology*, Vol 2. Springer, Cham, p. 13-23, 2020.

ZANÃO JÚNIOR, L. A.; LANA, R. M. Q.; GUIMARÃES, E. C. Variabilidade espacial do pH, teores de matéria orgânica e micronutrientes em profundidades de amostragem num Latossolo Vermelho sob semeadura direta, *Ciência do Solo*, *Cienc. Rural* 37 (4), 2007.

ZHANG, X. et al. Water quality, agriculture and food safety in China: Current situation, trends, interdependencies, and management. *Journal of Integrative Agriculture*, v. 14, n. 11, p. 2365-2379, 2015.

ZHOU, P. et al. New insight into the correlations between land use and water quality in a coastal watershed of China: Does point source pollution weaken it?. *Science of the Total Environment*, v. 543, p. 591-600, 2016.