

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

MARIANA DORICI

RELAÇÃO ENTRE A QUALIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL E A
DINÂMICA DA PAISAGEM EM QUATRO SUB-BACIAS
HIDROGRÁFICAS COM ALTA DENSIDADE DEMOGRÁFICA NA
REGIÃO SUDESTE DO BRASIL.

SÃO CARLOS -SP
2021

MARIANA DORICI

RELAÇÃO ENTRE A QUALIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL E A
DINÂMICA DA PAISAGEM EM QUATRO SUB-BACIAS
HIDROGRÁFICAS COM ALTA DENSIDADE DEMOGRÁFICA NA
REGIÃO SUDESTE DO BRASIL.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais¹.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini
Coorientadora: Profa. Dra. Dayana Almeida

São Carlos-SP
2021

¹Apoio: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

Dorici, Mariana

Relação entre a qualidade hídrica superficial e a dinâmica da paisagem em quatro sub-bacias hidrográficas com alta densidade demográfica na região sudeste do Brasil. / Mariana Dorici -- 2021. 220f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador (a): Luiz Eduardo Moschini

Banca Examinadora: Luiz Eduardo Moschini, Dayana Almeida, Frederico Yuri Hanai, Frederico Fábio Mauad, Carlos Wilmer Costa, Eliziane Carla Scariot

Bibliografia

1. Recursos hídricos. 2. Planejamento territorial . 3. Análise da qualidade hídrica. I. Dorici, Mariana. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Ronildo Santos Prado - CRB/8 7325



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Mariana Dorici, realizada em 23/11/2021.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini (UFSCar)

Profa. Dra. Dayana Almeida (UFSCar)

Prof. Dr. Frederico Yuri Hanai (UFSCar)

Prof. Dr. Frederico Fábio Mauad (USP)

Prof. Dr. Carlos Wilmer Costa (UFRN)

Profa. Dra. Eliziane Carla Scariot (IFSP - Matão)

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e irmão, por todo apoio, dedicação, carinho, tolerância, paciência e ajuda durante minha jornada pessoal e profissional.

Aos meus avós, em especial a minha querida avó paterna, que sempre me incentivou a seguir o caminho da aprendizagem e da educação.

Ao meu orientador Prof. Luiz Eduardo e minha querida amiga e coorientadora Dra. Dayana, pela orientação, parceria e contribuição ao longo deste trabalho.

Aos meus amigos e colegas do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da UFSCar, pela convivência e companheirismo.

Aos professores e funcionários do Departamento de Ciências Ambientais da UFSCar, por toda dedicação e ajuda.

Aos professores que atenciosamente aceitaram participar do processo de qualificação desse trabalho e aos professores que gentilmente aceitaram fazer parte da banca de defesa dessa tese.

A todos aqueles que contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho e tornaram sua realização possível, mesmo diante dos obstáculos e dificuldades.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

DORICI, M. - RELAÇÃO ENTRE A QUALIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL E A DINÂMICA DA PAISAGEM EM QUATRO SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS COM ALTA DENSIDADE DEMOGRÁFICA NA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL. 2021 - 220p: Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos - 2021.

A deterioração dos corpos hídricos tem se tornado um problema cada vez mais preocupante a medida que as atividades antrópicas causam mudanças significativas nas propriedades físico-químicas da água e uma série de problemas ambientais e à saúde humana. Entretanto, a proteção da qualidade hídrica ainda é uma tarefa desafiadora para a humanidade, isso porquê, a integridade dos recursos hídricos está associada, de maneira complexa, a uma série de fatores naturais e antrópicos e às interações existentes entre eles. Várias pesquisas têm sido realizadas nos últimos anos mostrando indícios de que a estrutura da paisagem tem significativa relação com a qualidade hídrica dos corpos hídricos superficiais. Portanto, entender a interação existente entre a estrutura da paisagem de uma bacia hidrográfica e a qualidade hídrica de seus elementos hídricos superficiais é de suma importância para o gerenciamento de bacias hidrográficas. Assim, esta pesquisa objetivou analisar a relação da dinâmica do uso e cobertura da terra e das métricas da paisagem com os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água, em quatro sub-bacias hidrográficas, localizadas na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ). Inicialmente foram analisados os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água superficial, identificando as variações ocorridas no período selecionado (2011-2014-2017), essa análise permitiu constatar que a qualidade hídrica da área de estudo sofreu variações significativas no ano de 2014 e que sua deterioração teve relação com os dados pluviométricos. Em seguida realizou-se a análise da dinâmica do uso e cobertura da terra e a análise da configuração da paisagem, apontando a importância da análise conjunta entre esses dois fatores para compreensão da estrutura da paisagem e de suas relações com outros fatores ambientais como, por exemplo, a qualidade hídrica. Por fim, foi realizada uma análise estatística para averiguar a relação existente entre a estrutura da paisagem e os parâmetros da qualidade hídrica, utilizando-se da Análise de Redundância (RDA). A RDA é usada para analisar as principais causas da variação de dados, expondo a correlação entre a resposta e suas variáveis explicativas. Com base em seus resultados concluiu-se que a classe de uso e cobertura da terra “áreas urbanizadas” foi a mais relevante e explicativa para degradação da qualidade hídrica superficial da área de estudo e as classes “áreas de vegetação natural” e “águas continentais” foram as mais relacionadas com os parâmetros pH e nitrogênio nitrato. Para entender essa relação tornou-se primordial a análise da configuração da paisagem e das variações sazonais. Dessa forma, identificou-se que as métricas IJI, CONTAG e LPI foram fundamentais para compreender as respostas encontradas. Essas respostas mostraram deficiência na gestão das bacias hidrográfica e que uma série de ações precisam ser implementadas para que os tomadores de decisão façam ser cumprida a legislação ambiental, mantendo a preservação dos grandes remanescentes florestais e a conservação das áreas de preservação permanente. Destacando-se a necessidade da análise e gestão integrada e continuada dos recursos hídricos, para que o planejamento e as respostas às situações críticas e adversas possam ser adequadas e eficientes.

Palavras-chave: UGRHI-5; RDA; Uso e cobertura da terra; Métricas da paisagem; Qualidade hídrica superficial.

ABSTRACT

The deterioration of water bodies has become an increasingly worrying problem as human activities cause significant changes in the physicochemical properties of water and a series of environmental and human health problems. However, the protection of water quality is still a challenging task for humanity, because the integrity of water resources is associated, in a complex way, with a series of natural and anthropogenic factors and the interactions between them. In this sense, several studies have been carried out in recent years, showing evidence that the landscape structure has a significant relationship with the water quality of surface water bodies. Therefore, understanding the interaction between the landscape structure of a watershed and the water quality of its surface water resources is of paramount importance for watershed management. Thus, this research aimed to analyze the relationship between the dynamics of land use and land cover and landscape metrics with the physical, chemical and microbiological parameters of water, in four hydrographic sub-basins, located in the Water Resources Management Unit of the Piracicaba, Capivari and Jundiá Rivers (PCJ). Initially, the physical, chemical and microbiological parameters of surface water were analyzed, identifying the variations that occurred in the selected period (2011-2014-2017), this analysis showed that the water quality of the study area underwent significant variations in 2014 and that its deterioration was related to rainfall data. Then, an analysis of the dynamics of land use and land cover and an analysis of the landscape pattern was carried out, pointing out the importance of a joint analysis between these two factors to understand the structure of the landscape and its relationships with other environmental factors, such as, example, water quality. Finally, a statistical analysis was carried out to investigate the relationship between the structure of the landscape and the parameters of water quality, using the redundancy analysis (RDA). The RDA is used to analyze the main causes of data variation, exposing the correlation between the response and its explanatory variables. Based on their results, it was concluded that the land use and land cover class "urbanized areas" was the most relevant and explanatory for the degradation of surface water quality in the study area and the classes "natural vegetation areas" and "continental waters" were the most related to the pH and nitrate nitrogen parameters. To understand this relationship, the analysis of the landscape configuration and seasonal variations became essential. Thus, it was identified that the IJI, CONTAG and LPI metrics were essential to understand the responses found. These responses showed deficiencies in the management of hydrographic basins and that a series of actions need to be implemented so that decision makers enforce environmental legislation, maintaining the preservation of large forest remnants and the conservation of permanent preservation areas. Emphasizing the need for integrated and continuous analysis and management of water resources, so that planning and responses to critical and adverse situations can be adequate and efficient.

Keywords: UGRHI-5; RDA; Land use and land cover; Landscape pattern; Surface water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa	3
Figura 2 - Distribuição dos estudos primários recuperados das bases de dados selecionadas	21
Figura 3 - Gráfico quantitativo das principais metodologias utilizadas nos artigos relevantes	25
Figura 4 - Gráfico dos parâmetros de qualidade hídrica superficial utilizados nos artigos relevantes selecionado	27
Figura 5 - Gráfico dos parâmetros da paisagem utilizados nos artigos relevantes selecionado	28
Figura 6 - Localização da UGRHI-5	30
Figura 7 - Área de estudo localizada na UGRHI-5	33
Figura 8 - Precipitações médias anuais	39
Figura 9 - Precipitações mensais médias dos anos de 2011, 2014 e 2017	63
Figura 10 - Resultados de variações ocorridas por meio da utilização de Modelos Mistos	64
Figura 11 - Classificação do uso e cobertura do solo correspondente a sub-bacia hidrográfica B1	79
Figura 12 - Transformações da classe áreas descobertas entre os anos de 2011 e 2017	83
Figura 13 - Transformações da classe água entre os anos de 2011 e 2017	84
Figura 14 - Transformações da classe áreas de vegetação natural entre os anos de 2011 e 2017	85
Figura 15 - Transformações da classe áreas urbanizadas entre os anos de 2011 e 2017	86
Figura 16 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1 entre 2011 e 2017	87
Figura 17 - Classificação do uso e cobertura da terra correspondente a sub-bacia hidrográfica B2	89
Figura 18 - Transformações na classe áreas de vegetação natural entre os anos de 2011 e 2017	94
Figura 19 - Transformações da classe áreas urbanizadas entre os anos de 2011 e 2017	95
Figura 20 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2 entre 2011 e 2017	96
Figura 21 - Classificação do uso e cobertura do solo correspondente a sub-bacia hidrográfica B3	98
Figura 22 - Transformações na classe áreas de vegetação natural entre os anos de 2011 e 2017	101
Figura 23 - Transformações da classe áreas urbanizadas entre os anos de 2011 e 2017	102
Figura 24 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3 entre 2011 e 2017	104
Figura 25 - Classificação do uso e cobertura do solo correspondente a sub-bacia hidrográfica B4	106
Figura 26 - Transformações da classe pastagem entre os anos de 2011 e 2017	110
Figura 27 - Transformações da classe áreas urbanizadas entre os anos de 2011 e 2017	111
Figura 28 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3 entre 2011 e 2017	112
Figura 29 - Padrão de uso e cobertura da terra das sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4 entre os anos de 2011 e 2017	113
Figura 30 - Correlações entre os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água	138
Figura 31 - Correlações entre as métricas da paisagem e os tipos de uso e cobertura da terra	139
Figura 32 - Análise de redundância entre a composição da paisagem e a qualidade hídrica	140
Figura 33 - Análise de redundância entre a configuração da paisagem e a qualidade hídrica	141
Figura 34 - Padrão de uso e cobertura da terra da área de estudo entre os anos de 2011 e 2017	143
Figura 35 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1	203
Figura 36 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2	204
Figura 37 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3	205
Figura 38 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4	206
Figura 39 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1 entre 2011 e 2014	211
Figura 40 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1 entre 2014 e 2017	212
Figura 41 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2 entre 2011 e 2014	213
Figura 42 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2 entre 2014 e 2017	214
Figura 43 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3 entre 2011 e 2014	215
Figura 44 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3 entre 2014 e 2017	216
Figura 45 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4 2011 e 2014	217
Figura 46 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4 2014 e 2017	218

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista de artigos relevantes da revisão sistemática.....	26
Tabela 2 - Faixas climáticas que caracterizam as bacias hidrográficas da UGRHI-5	31
Tabela 3 - Pontos de amostrais	37
Tabela 4 - Padrões de referência para classificação dos corpos hídricos de água doce	40
Tabela 5 - Pontos de amostragem em desacordo com os padrões normativos de referência	41
Tabela 6 - Valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B1	43
Tabela 7 - Valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2.....	44
Tabela 8 - Valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3.....	45
Tabela 9 - Valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4.....	45
Tabela 10 - Valores de coliformes termotolerantes em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B1	46
Tabela 11 - Valores de coliformes termotolerantes em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2	47
Tabela 12 - Valores de coliformes termotolerantes em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3	47
Tabela 13 - Valores de coliformes termotolerantes em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4	48
Tabela 14 - Valores de demanda bioquímica de oxigênio em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B249	
Tabela 15 - Valores de demanda bioquímica de oxigênio em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B350	
Tabela 16 - Valores de demanda bioquímica de oxigênio em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B450	
Tabela 17 - Valores de fósforo total em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B1	51
Tabela 18 - Valores de fósforo total em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2	52
Tabela 19 - Valores de fósforo total em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3	52
Tabela 20 - Valores de fósforo total em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4	53
Tabela 21 - Valores de turbidez em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B1	53
Tabela 22 - Valores de turbidez em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2.....	54
Tabela 23 - Valores de turbidez em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3.....	54
Tabela 24 - Valores de turbidez em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4.....	55
Tabela 25 - Valores de condutividade elétrica em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2.....	56
Tabela 26 - Valores de condutividade elétrica em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3.....	56
Tabela 27 - Valores de condutividade elétrica em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4.....	57
Tabela 28 - Valores de nitrogênio amoniacal em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2	58
Tabela 29 - Valores de nitrogênio amoniacal em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4	58
Tabela 30 - Valores de sólidos totais em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4.....	59
Tabela 31 - Correlações de <i>Pearson</i> entre os parâmetros de qualidade hídrica.....	61
Tabela 32 - Resultados da aplicação das análises MANOVA	62
Tabela 33 - Especificações das imagens de satélite	75
Tabela 34 - Categorização do uso e cobertura da terra	76
Tabela 35 - Acurácia geral da classificação do uso e cobertura da terra em 2011, 2014 e 2017	77
Tabela 36 - Uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1	78
Tabela 37 - Transições dos tipos de uso da terra de 2011 para 2014 na sub-bacia hidrográfica B1	81
Tabela 38 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2014 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B1	82
Tabela 39 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B1	82
Tabela 40 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1	84
Tabela 41 - Uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2.....	88
Tabela 42 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2014 na sub-bacia hidrográfica B2.....	91
Tabela 43 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2014 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B2.....	92
Tabela 44 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B2.....	93
Tabela 45 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2.....	94
Tabela 46 - Uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3.....	97
Tabela 47 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2014 na sub-bacia hidrográfica B3.....	99
Tabela 48 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2014 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B3.....	100
Tabela 49 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B3.....	101
Tabela 50 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3	102
Tabela 51 - Uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4.....	105
Tabela 52 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2014 na sub-bacia hidrográfica B4.....	108
Tabela 53 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2014 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B4.....	109
Tabela 54 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B4.....	110
Tabela 55 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4.....	111
Tabela 56 - Especificações das imagens de satélite	118
Tabela 57 - Artigos elegidos como referência para escolha das métricas da paisagem	119
Tabela 58 - Métricas da paisagem selecionadas	120
Tabela 59 - Valores da métrica <i>Patch Density</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4.....	122

Tabela 60 - Valores da métrica <i>Shape Index</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4	123
Tabela 61 - Valores da métrica <i>Largest Patch Index</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4.....	125
Tabela 62 - Valores da métrica <i>Largest Patch Index</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4.....	126
Tabela 63 - Valores da métrica <i>Patch Cohesion Index</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4	127
Tabela 64 - Valores da métrica <i>Landscape Shape Index</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4	128
Tabela 65 - Valores da métrica <i>Landscape Shape Index</i> em nível de classe para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4.....	129
Tabela 66 - Valores da métrica <i>Interspersion Juxtaposition Index</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4	130
Tabela 67 - Valores da métrica <i>Interspersion Juxtaposition Index</i> no nível de classe, para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4.....	131
Tabela 68 - Valores da métrica <i>Contagion</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4	132
Tabela 69 - Valores da métrica <i>Shannon's Diversity Index</i> para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4	133
Tabela 70 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B1, ano de 2011.....	185
Tabela 71 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B1, ano de 2014.....	186
Tabela 72 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B1, ano de 2017.....	187
Tabela 73 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B2, ano de 2011.....	188
Tabela 74 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B2, ano de 2014.....	190
Tabela 75 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B2, ano de 2017.....	192
Tabela 76 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B3, ano de 2011.....	194
Tabela 77 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B3, ano de 2014.....	195
Tabela 78 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B3, ano de 2017.....	196
Tabela 79 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B4, ano de 2011.....	198
Tabela 80 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B4, ano de 2014.....	199
Tabela 81 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B4, ano de 2017.....	200
Tabela 82 - Respostas	202
Tabela 83 - Fatores fixos	202
Tabela 84 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1.....	207
Tabela 85 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2.....	208
Tabela 86 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3.....	209
Tabela 87 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4.....	210
Tabela 88 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1	219
Tabela 89 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2	219
Tabela 90 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3	220
Tabela 91 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4.....	220

SUMÁRIO

1. ESTRUTURA DA TESE.....	1
1.1 Etapas de desenvolvimento do trabalho.....	2
2. INTRODUÇÃO.....	4
2.1 Hipóteses, pressuposto e questionamentos	7
2.2 Objetivo	7
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	8
3.1 Padrões da paisagem e qualidade hídrica superficial	9
3.2 Panorama da crise hídrica.....	11
3.3 Análise da relação entre os padrões da paisagem e a qualidade hídrica superficial.....	12
4. REVISÃO SISTEMÁTICA.....	15
4.1 Objetivo	16
4.2 Método.....	16
4.2.1 Definição da pergunta.....	17
4.2.2 Protocolo.....	19
4.2.3 Pesquisa	19
4.2.3.1 Procurando estudos	19
4.2.4 Triagem de artigos	21
4.2.4.1 Critérios de inclusão e exclusão de estudos.....	21
4.2.5 Avaliação crítica e extração de dados.....	22
4.2.5.1 Avaliação da qualidade dos estudos.....	22
4.2.5.2 Estratégia e formulário de extração de dados	23
4.2.6 Síntese de dados.....	24
4.2.7 Relatório da revisão	24
4.3 Resultados.....	24
4.4 Limitações da revisão sistemática.....	28
4.5 Conclusões.....	29
5. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	30
6. ANÁLISE MULTITEMPORAL DA QUALIDADE HÍDRICA.....	36
6.1 Material e métodos	37
6.2 Resultados e discussão.....	39
6.2.1 Pluviosidade e parâmetros físico, químicos e microbiológicos da água	39
6.2.2 Análises estatísticas	59
6.3 Considerações finais	72
7. ANÁLISE DA DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA	74
7.1 Material e métodos	75
7.1.1 Aquisição de dados e processamento de imagens.....	75
7.1.2 Classificação de imagens e precisão do mapeamento.....	76
7.2 Resultados.....	77
7.2.1 Sub-bacia hidrográfica B1	77
7.2.2 Sub-bacia hidrográfica B2	88
7.2.3 Sub-bacia hidrográfica B3	97
7.2.4 Sub-bacia hidrográfica B4	105
7.3 Discussão	113
7.4 Considerações finais	116
8. ANÁLISE DA CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM.....	117
8.1 Material e métodos	118
8.2 Resultados e discussões	121
8.2.1 <i>Patch Density</i>	121
8.2.2 <i>Shape Index</i>	123
8.2.3 <i>Largest Patch Index</i>	124
8.2.4 <i>Patch Cohesion Index</i>	126
8.2.5 <i>Landscape Shape Index</i>	127
8.2.6 <i>Interspersion Juxtaposition Index</i>	129
8.2.7 <i>Contagion</i>	131
8.2.8 <i>Shannon's Diversity Index</i>	132
8.2.9 Discussão	133
8.3 Considerações finais	134
9. ANÁLISE DAS RELAÇÕES ENTRE A ESTRUTURA DA PAISAGEM E A QUALIDADE HÍDRICA	135
9.1 Material e métodos	136
9.1.1 Amostragem dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água.....	136
9.1.2 Aquisição e tratamento de dados espaciais	136

9.1.3 Análise estatística	137
9.2 Resultados.....	138
9.2.1 Análises de correlação	138
9.2.2 Análise de redundância: Composição da paisagem	139
9.2.3 Análise de redundância: Configuração da paisagem	140
9.3 Discussão	141
9.3.1 Por que o período de estiagem foi mais explicativo?.....	148
9.4 Considerações finais	149
10. CONSIDERAÇÕES FINAIS	151
REFERÊNCIAS	153
APÊNDICE A - Protocolo da revisão sistemática	166
APÊNDICE B - Síntese de dados	171
APÊNDICE C - Parâmetros da qualidade hídrica	185
APÊNDICE D - Respostas modelos mistos.....	202
APÊNDICE E - Cartas de transição do uso e cobertura da terra	203
APÊNDICE F - Tabelas de transição do uso e cobertura da terra	207
APÊNDICE G - Cartas de perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra.....	211
APÊNDICE H - Tabelas de perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra	219

1. ESTRUTURA DA TESE

Esta tese foi estruturada em nove capítulos independentes, que seguem uma sequência lógica e se complementam, com o objetivo de explicar separadamente e com detalhes cada etapa de realização da pesquisa. Proporcionando que este documento transmita com clareza os resultados adquiridos e relevantes contribuições para a comunidade e para outros pesquisadores. Desta forma, a seguir foram descritas de maneira sintética a sequência das etapas de desenvolvimento da tese:

- **Introdução:** esta etapa buscou contextualizar a tese no âmbito das Ciências Ambientais e especificamente na temática da pesquisa, explicando os temas principais que a envolvem e qual a principal contribuição que a pesquisa pode trazer como resultado de suas análises. Além disso, dentro desta etapa foram descritos os questionamentos e motivações que levaram a realização da pesquisa, qual o pressuposto e as hipóteses testadas pelo trabalho e qual seu objetivo;
- **Fundamentação teórica:** esta etapa teve o intuito de apresentar uma fundamentação teórico-conceitual da tese, abordando seus principais temas e detalhando-os de maneira pertinente, para que as evidências que corroborem para realização da pesquisa fossem atestadas e para que o leitor compreendesse a abordagem e posicionamento da autora diante das mesmas;
- **Revisão sistemática:** realizou-se com o propósito de identificar estudos/artigos relacionados a temática da pesquisa e a seus questionamentos para que uma fundamentação teórica adequada pudesse ser feita e para que os materiais e métodos aplicados na mesma, bem como suas metodologias fossem condizentes e devidamente embasadas, mostrando robustez e consistência adequadas. Para realização dessa revisão foram usadas como base as diretrizes propostas pelo documento “*Guidelines for systematic reviews in environmental management*” versão 4.2;
- **Caracterização da área de estudo:** apresentou características pertinentes da unidade de gerenciamento de recursos hídricos dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (UGRHI-5), caracterizando especificamente as quatro sub-bacias hidrográficas nas quais a pesquisa foi executada;
- **Análise multitemporal da qualidade hídrica:** compilou os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água superficial, de ambientes lóticos, das sub-bacias hidrográficas em estudo e identificou as variações ocorridas nos mesmos com métodos estatísticos pertinentes;

- **Análise da dinâmica do uso e cobertura da terra:** analisou a dinâmica do uso e cobertura da terra na área de estudo, utilizando-se de técnicas de mapeamento e processamento de imagens de satélite;
- **Análise da configuração da paisagem:** analisou a estrutura da paisagem por meio da aplicação de métricas da paisagem, verificando suas variações ao longo dos anos selecionados;
- **Análise das relações entre a estrutura da paisagem e a qualidade hídrica:** propôs-se e aplicou-se uma análise que respondesse aos principais questionamentos desta pesquisa, atestando suas hipóteses e permitindo o alcance de seu objetivo. Demonstrando o principal resultado da tese e suas contribuições;
- **Considerações finais:** foram feitas as considerações finais sobre os resultados e discussões que surgiram da realização da pesquisa desenvolvida. Trazendo ao conhecimento da comunidade e de outros pesquisadores uma síntese dos resultados e discussões, além de contribuições e perspectivas de seu aproveitamento.

1.1 Etapas de desenvolvimento do trabalho

Neste item foi exibido um fluxograma geral das etapas de desenvolvimento do trabalho, permitindo o entendimento de todo o processo de realização da pesquisa, desde seu início até a geração do resultado final (Figura 1).

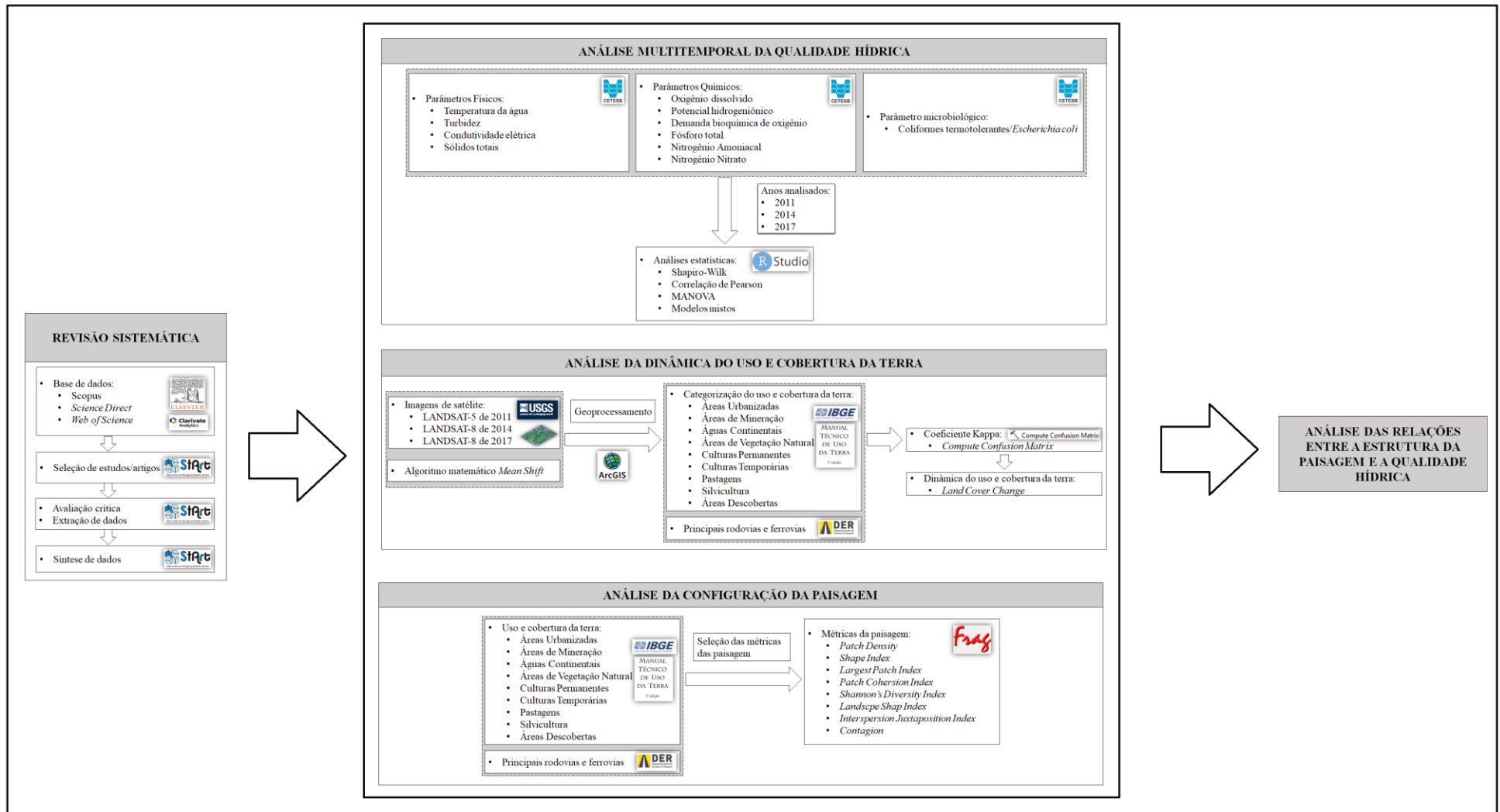


Figura 1- Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa

2. INTRODUÇÃO

A deterioração dos corpos hídricos e a poluição dos sistemas aquáticos tem se tornado um problema cada vez mais preocupante à medida que as atividades antrópicas causam mudanças no estado ecológico e alteram a capacidade dos ecossistemas de fornecer serviços (CULHANE *et al.*, 2019; RAMIÃO *et al.*, 2020).

A descarga de efluentes industriais e domésticos, as mudanças no uso e cobertura da terra, a utilização de insumos e substâncias químicas tóxicas, bem como a carga de nutrientes utilizada nas áreas agrícolas, podem causar mudanças significativas nas propriedades físico-químicas da água e uma série de problemas ambientais e à saúde humana (KROEZE *et al.*, 2016; BARAKAT *et al.*, 2016).

Entretanto, a proteção da qualidade hídrica ainda é uma tarefa desafiadora para a humanidade, isso porquê, a integridade dos recursos hídricos está associada, de maneira complexa, a uma série de fatores naturais e antrópicos e as interações existentes entre eles (GIRI; QIU, 2016). Afirmação que se sustenta nas evidências de que o principal fator de deterioração da qualidade da água é a poluição não pontual (ZHANG *et al.*, 2018; SONG *et al.*, 2020).

A poluição não pontual é composta por fontes de poluentes difíceis e complexas de identificar, até mesmo em regiões desenvolvidas, e possuem uma interação difusa com os padrões hidrológicos e de paisagem (GIRI; QIU, 2016; ZHANG *et al.*, 2018; SONG *et al.*, 2020).

Várias pesquisas têm sido realizadas nos últimos anos, mostrando indícios de que, tanto a composição da paisagem (múltiplos usos da terra) quanto a configuração da paisagem (estrutura espacial dos múltiplos usos da terra) têm significativa relação com o transporte de nutrientes e poluentes de origem difusa para os corpos hídricos superficiais; afetando significativamente a qualidade hídrica dos mesmos (SHI *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2018; WU; LU, 2021; LEI *et al.*, 2021).

Pratama *et al.* (2020) destacam, por exemplo, que as relações entre a qualidade da água de superfície e as mudanças no uso da terra podem ser quantitativamente correlacionadas, sabendo-se que o escoamento da área de drenagem de uma bacia hidrográfica flui para os corpos hídricos carregando consigo contaminantes advindos dos múltiplos usos da terra encontrados na paisagem.

De acordo com Peng e Li (2021), a análise da relação entre o padrão da paisagem, incluindo sua configuração e composição, e o processo de poluição é de grande importância para regular os poluentes que entram nos rios e melhorar a qualidade dos mesmos. Os autores destacam ainda que, a influência da configuração espacial da paisagem na qualidade da água tem recebido cada vez mais atenção dos estudos que exploram essa relação, tornando as métricas da paisagem o foco dessas pesquisas.

Portanto, entender a interação existente entre o uso da terra e as métricas da paisagem, de uma bacia hidrográfica, com a qualidade hídrica de seus elementos hídricos superficiais, é de suma importância para o gerenciamento de bacias hidrográficas, a gestão das águas e o planejamento da paisagem por gestores e planejadores (NAFI'SHEHAB *et al.*, 2021).

Assim, esta pesquisa propôs realizar uma análise dos padrões da paisagem, incluindo sua composição e configuração espacial, e sua relação com a qualidade hídrica superficial de ambientes lóticos.

A pesquisa foi realizada em quatro sub-bacias hidrográficas de 5ª ordem, localizadas dentro dos limites da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (UGRHI-5). Para esta análise, utilizou-se de uma escala multitemporal, na coleta de dados hídricos e da paisagem, que englobou os anos de 2011, 2014 e 2017, e da aplicação de modelos estatísticos multivariados.

A UGRHI-5 foi escolhida para este estudo, não somente por suas peculiaridades em relação a questão hídrica, que é fator crucial para o abastecimento da maior Região Metropolitana que nela se encontra, a região de Campinas (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ pg. 175, 2018a; ANAZAWA, 2018). Mas, também por ser dentre as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do estado de São Paulo a que mantêm a maior rede de monitoramento da qualidade hídrica superficial do estado, com mais de 80 pontos de amostragem disponibilizados pela Companhia Ambiental do estado de São Paulo (CETESB) (CETESB, 2018).

Além disso, como os pesquisadores ainda não chegaram a um consenso sobre a escala espacial ideal para analisar a influência que os padrões da paisagem podem exercer sobre a qualidade hídrica; o presente estudo optou por fazer uma análise baseada na escala de sub-bacias hidrográficas (LIU *et al.*, 2017b; MELLO *et al.*, 2018a; GU *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2020).

De acordo com Liu *et al.* (2017b), alguns autores sugerem que seja usada a escala de bacia hidrográfica, pois o carregamento e retenção de nutrientes ocorrem em uma extensão espacial maior, outros salientam o uso da escala ribeirinha, por seu papel na regulação de nutrientes e sedimentos.

Mello *et al.* (2018a) destacam, por exemplo, que em seus resultados a variação geral da qualidade da água é melhor explicada pela composição do uso e cobertura da terra na escala de bacia hidrográfica em comparação com a escala ribeirinha. Li *et al.* (2020) afirmaram que as atividades humanas causaram muitas influências diretas e severas na qualidade da água, de sua área de estudo, considerando-se o *buffer* de 1 a 2km. Gu *et al.* (2019) ressaltaram que a escala espacial de sub-bacia foi superior à escala do *buffer* de 500m para explicar a variabilidade da água conforme as proporções do tipo de uso da terra e o *buffer* foi melhor do que a escala espacial de sub-bacia considerando-se as métricas de configuração espacial da paisagem.

Desta forma, ressalta-se que a escolha da escala espacial de sub-bacia hidrográfica, feita por este trabalho, permitiu que fosse garantida a robustez da modelagem estatística, assegurando-se a existência de réplicas na realização das análises.

Além disso, considerou-se importante a análise tanto dos padrões de composição como de configuração da paisagem. Liu *et al.* (2021b) destacam que devem ser consideradas as contribuições de múltiplos padrões da paisagem na qualidade da água de uma bacia hidrográfica. Sendo as métricas da paisagem uma abordagem que tem se tornado útil em explicar a correlação com a qualidade hídrica, possibilitando combinar métodos de ecologia da paisagem e técnicas de sistemas de informação geográfica (LI *et al.*, 2018).

Ademais, considerando-se as médias históricas de precipitação de 1981 a 2010, o verão (janeiro, fevereiro e março) de 2014 foi apontado como o período de maior anomalia negativa de precipitação experimentado pela região sudeste do Brasil. O déficit na estação chuvosa, acompanhado de altas temperaturas, causou uma série de impactos na disponibilidade de água para consumo, irrigação agrícola e produção de energia hidrelétrica, e colocou o maior sistema de reservatórios da região nos níveis mais baixos vivenciados até então (COELHO; CARDOSO; FIRPO, 2016; COELHO *et al.*, 2016, ZOU *et al.*, 2018).

Justaposto, este trabalho visou realizar análises da qualidade dos recursos hídricos superficiais por meio dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água, tanto temporal quanto espacialmente, considerando especificamente os anos de 2011 (pré evento de anormalidade na precipitação), 2014 (durante o evento de anormalidade na precipitação) e 2017 (pós evento de anormalidade na precipitação). A escolha desses anos se deve principalmente a capacidade de obtenção de dados da qualidade hídrica, devido a manutenção dos pontos de amostragem durante todo o período selecionado, e a obtenção de imagens de satélite com clareza de observação e baixa quantidade de obstáculos para tratamento e interpretação, que atendessem as datas de aquisição selecionadas para pesquisa.

Optou-se, ainda, por fazer a análise entre a qualidade hídrica e os padrões da paisagem por meio de análises estatísticas, pois estas simplificam o estudo, são mais fáceis de aplicar e mais eficientes que os modelos hidrológicos e/ou de qualidade hídrica de base física (BROGNA *et al.*, 2017). Giri e Qiu (2016) destacam que a modelagem estatística é um método simples e fácil de entender, além de fornecer resultados aceitáveis.

De maneira geral, esperava-se com essa pesquisa verificar se as transformações ocorridas nos padrões da paisagem (uso e cobertura da terra e métricas da paisagem) influenciaram nas alterações ocorridas na qualidade hídrica superficial da área de estudo selecionada.

Obtendo, assim, dados secundários e subsídios para que pesquisas futuras possam explorar ainda mais a complexidade das relações e interações da qualidade hídrica com a paisagem na qual

os corpos hídricos se inserem e com os diferentes componentes ambientais que dela fazem parte. Pretende-se que os resultados forneçam embasamento científico ao gerenciamento dos recursos hídricos superficiais, possibilitando o delineamento de práticas adequadas para gestão da água na região.

A seguir foram apresentados de forma detalhada as hipóteses, o pressuposto, os questionamentos e o objetivo, bem como a metodologia de desenvolvimento desse trabalho.

2.1 Hipóteses, pressuposto e questionamentos

Em 2014 houve um evento climático atípico que causou problemas significativos de precipitação e estiagem, principalmente na região sudeste do Brasil, ocasionando perda na disponibilidade hídrica desse território. Considerando-se esse cenário, a autora desse trabalho manifestou questionamentos sobre a qualidade hídrica superficial desse período: Será que a qualidade hídrica superficial também foi afetada? Como? Quais variações ela sofreu? Essas variações são explicadas pelos fatores puramente climáticos ou as modificações ocorridas na paisagem, como a transformação do uso e cobertura da terra e da configuração da paisagem tiveram sua parcela de intervenção?

Partindo do pressuposto de que neste período podem ter ocorrido variações na qualidade hídrica, este trabalho testou as seguintes hipóteses:

Considerando-se o período de escassez hídrica mencionado, a paisagem e suas transformações (medidas pela dinâmica do uso e cobertura da terra e pelas métricas da paisagem), tem poder explicativo nas variações da qualidade hídrica superficial (medida por seus parâmetros físicos, químicos e microbiológicos) da região.

A metodologia utilizada nessa tese poderá ser aplicada em quaisquer outras regiões, desde que atendidas as mesmas condições que possibilitaram sua execução nessa pesquisa.

2.2 Objetivo

O objetivo dessa pesquisa foi analisar a relação da dinâmica do uso e cobertura da terra e das métricas da paisagem com os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água, em quatro sub-bacias hidrográficas de 5ª ordem, localizadas na unidade de gerenciamento de recursos hídricos dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (UGRHI-5).

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Essa Fundamentação Teórica buscou apresentar um referencial científico adequado sobre o tema central desse trabalho e as interações que possui com demais temas relacionados à pesquisa. O intuito desse capítulo foi explicar de maneira clara e concisa a importância do trabalho desenvolvido na tese de doutorado, na qual ele se encontra, por meio da apresentação de informações e citações que caracterizassem a essência dos questionamentos desenvolvidos.

Dessa forma, pretende-se que o leitor entenda o porquê estudar sobre a qualidade hídrica superficial e os padrões da paisagem que a cercam; porquê analisar a qualidade da água sob a perspectiva da composição e configuração da paisagem é pertinente; quais as interações existentes entre esses componentes ambientais; como as mudanças climáticas interferem nisso e o porquê foi escolhido um período de anomalia climática para análise desse trabalho.

Buscou-se, ainda, entender os materiais e métodos adotados e sua significância científica, saber o que outros autores dizem sobre o assunto e conhecer estudos que tiveram abordagens parecidas com as escolhidas para essa tese.

Assim, o capítulo dividiu-se em três tópicos principais:

- **Padrões da paisagem e qualidade hídrica superficial:** no qual foi discutida a importância da qualidade hídrica superficial e dos padrões da paisagem circundantes, além da perspectiva de análise da qualidade hídrica sob os padrões de composição e configuração da paisagem, destacando interações existentes entre esses componentes ambientais e a qualidade hídrica;
- **Panorama da crise hídrica:** em que foi apresentada a crise hídrica vivenciada pela região da área de estudo dessa tese, com ênfase no ano de 2014, mas, também demonstrando o histórico de precipitações amostrados ao longo dos anos; e
- **Análise da relação entre os padrões da paisagem e a qualidade hídrica superficial:** em que foi descrita a análise adotada na tese e abordagens parecidas encontradas na literatura para que fosse explicada a relação dos padrões da paisagem e a qualidade hídrica superficial.

3.1 Padrões da paisagem e qualidade hídrica superficial

Os recursos hídricos são essenciais para sustentação da vida existente no planeta Terra, desempenhando papel de suma importância na disponibilização e manutenção de serviços ecossistêmicos, fundamentais para saúde dos seres humanos e desenvolvimento social e econômico dos mesmos (MOLEKOA *et al.*, 2021; CHEN *et al.*, 2017).

Entretanto, preservar adequadamente a qualidade hídrica tem sido um grande desafio (SYAFRI *et al.*, 2020; AFITIRI *et al.*, 2020; FIERRO, *et al.*, 2019; CHENG *et al.*, 2018; LOISELLE *et al.*, 2016). De acordo com Varol (2020), a água é um dos recursos mais ameaçados do mundo em consequência das atividades antrópicas, principalmente as industriais, urbanas e agrícolas, que têm causado sua deterioração e prejudicado sua disponibilidade para os mais diversos fins.

Segundo Wen, Shen e An (2016), os riachos e rios estão entre os ecossistemas de água doce que mais são danificados pelas atividades humanas, que provocam demasiadas e intensas alterações na paisagem. Sharma, Roy e Agrawal (2016) destacam que, a água tem propriedades únicas na dissolução e transporte de uma variedade de substâncias, o que torna este recurso bastante vulnerável às contaminações; especialmente quando estes são caracterizados como mananciais de águas superficiais, que são aqueles mais facilmente disponíveis e mais intensamente explorados.

Conforme Wang *et al.* (2017), muitos estudos em todo o mundo mostraram que o uso e cobertura da terra tem um forte impacto na quantidade e qualidade da água dos riachos em bacias hidrográficas e existem correlações significativas entre os padrões de uso e cobertura da terra e os parâmetros hidroquímicos analisados. Corroborando com este fato sabe-se que, modificações do uso e cobertura da terra e das práticas de gestão do território são considerados os fatores mais importantes no estudo da alteração dos sistemas hidrológicos e da qualidade hídrica (WANG *et al.*, 2016; LEI, WAGNER; FOHRER, 2020).

Em seu estudo Álvarez-Cabria, Barquín e Peñas (2015) revelaram que, o aumento na porcentagem das classes de uso e cobertura da terra agrícolas e urbanas foi descrito como um dos maiores contribuintes para o incremento das concentrações de nitrato e fosfato, em ecossistemas de água doce em todo mundo. Em contraste os autores também salientam que as bacias hidrográficas onde os usos naturais dominam, tendem a manter as condições de qualidade da água inalteradas (ÁLVAREZ-CABRIA; BARQUÍN; PEÑAS, 2015). Ademais, Wang, Kim e Li (2020) apontam que um pequeno aumento da porcentagem de uso da terra do tipo urbano exerce uma influência desproporcionalmente grande na geração de poluentes. Para os autores, padrões variados de desenvolvimento urbano podem contribuir para diferenças consideráveis na qualidade

da água dos riachos, isso devido aos diferentes processos de geração, acúmulo e escoamento de poluentes (WANG; KIM; LI, 2020).

Apesar de todas essas evidências, Alnahit, Mishra e Khan (2020) ressaltam que, manter a qualidade adequada das águas superficiais representa um desafio, principalmente por causa da multiplicidade de fontes de poluentes e da complexa interação entre os padrões hidrológicos e da paisagem. Da mesma maneira Albuquerque *et al.* (2021) dizem que, os pesquisadores ainda precisam desenvolver maneiras eficientes de medir, monitorar e compartilhar informações sobre os ecossistemas de água doce, criando novas abordagens para prever a qualidade da água e recomendar práticas aprimoradas de gestão e conservação dos ecossistemas.

A análise realizada por Räsänen *et al.* (2017) enfatiza a necessidade de considerar as mudanças no uso da terra e na governança da água, e suas interconexões específicas ao contexto, ao planejar as políticas futuras e buscar uma maneira mais sustentável de reduzir os riscos e vulnerabilidade relacionados à água.

Desta forma, reforça-se que o aumento populacional das últimas décadas representa uma grande pressão sobre o meio ambiente, promovendo maior demanda por espaço e recursos e levando a mudanças significativas no uso e cobertura da terra, que tem conduzido a perdas de terras produtivas, modificações nos ciclos de água e biogeoquímicos, fragmentação de habitats e aumento nas taxas de extinção de espécies (LEITÃO; FERREIRA; FERREIRA, 2019; LIU *et al.*, 2017a; MELLO *et al.*, 2018a; WIJESIRI; DEILAMI; GOONETILLEKE, 2017).

Segundo Xie *et al.* (2017), acredita-se que essas variações nas características da paisagem, afetam as condições hidrológicas e os processos ecológicos, alterando tipos e quantidades de poluentes que entram nos sistemas aquáticos. Além disso, Nafi'Shehab *et al.* (2020) salientam que, a integridade ecológica dos rios e riachos mostrou estar fundamentalmente conectada com a paisagem circundante e as aplicações do solo.

Para Mahmoud e Alazba (2016) as mudanças no uso e cobertura da terra, especialmente aquelas causadas por atividades antrópicas, são um dos componentes mais importantes das mudanças ambientais globais, porém, mesmo constatada sua relevância, os dados quantitativos que descrevem onde, quando e como essas mudanças ocorreram são incompletos e inexatos.

Xu *et al.* (2020) informam que, a maioria dos estudos anteriores geralmente mostrou as relações entre os parâmetros físico-químicos da água e a porcentagem de diferentes tipos de uso da terra em uma determinada bacia hidrográfica, sem representar seus padrões espaciais.

Porém, segundo os autores, em uma bacia hidrográfica, as composições de uso da terra e seus padrões espaciais influenciam a qualidade da água simultaneamente; justificando e indicando a necessidade de utilização das métricas de paisagem em conjunto com os padrões de composição tão intensamente estudados (XU *et al.*, 2020).

Desta forma, Hishe *et al.* (2020) enfatizam que compreender o planejamento do uso e cobertura da terra pode facilitar a viabilidade e o desempenho dos planos, levando à processos de planejamento mais adequados. Para que isso ocorra, não basta analisar somente a composição da paisagem dada pelos diferentes tipos de uso e cobertura da terra que a compõem, mas, também sua configuração, que trata de sua disposição e estrutura no local a ser estudado (HE *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2019; MIRZAEI *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2021b; PENG; LI, 2020).

3.2 Panorama da crise hídrica

Em 2014, o estado de São Paulo, foi acometido por uma situação climática de escassez hídrica incomum, além dos recordes de altas temperaturas, o diagnóstico do evento constatou que o verão desse ano experimentou a maior anomalia negativa de precipitação já vista (ZOU *et al.*, 2018). Essa crise hídrica, atingiu negativamente uma série de setores socioeconômicos, que se evidenciou na forma de impactos, não só na disponibilidade hídrica para abastecimento público, mas também para produção agrícola e geração de energia hidrelétrica (COELHO; CARDOSO; FIRPO, 2016; BRITO; MIGUEL; PEREIRA, 2016; ZOU *et al.*, 2018).

De acordo com Coelho, Cardoso e Firpo (2016), a região de São Paulo tem um período úmido bem definido nos meses que caracterizam o verão (dezembro, janeiro e fevereiro), onde a precipitação média atinge 236,9mm, e um período seco bem definido nos meses de inverno (junho, julho e agosto), com precipitação média de 55,6mm. Entretanto, considerando a média climatológica de 1981 a 2010, analisada pelos autores, notou-se que a partir de dezembro de 2013 e durante todo o ano de 2014 a precipitação mensal observada foi bastante inferior à normal, neste período, foi verificada a maior anomalia de precipitação negativa (-479,7mm) em relação ao valor médio climatológico de 1981 a 2010 (918,7mm), estimando-se que apenas 47,8% da média climatológica histórica foi atingida.

A investigação realizada revelou, ainda, que a região tem experimentado condições predominantemente secas desde 1999/2000, indicando um padrão de déficit de precipitação predominante durante os últimos 16 anos. Entretanto, nenhuma dessas situações foi tão severa quanto a diagnosticada em 2014 (COELHO; CARDOSO; FIRPO, 2016).

Sun *et al.* (2016) enfatizam que, em muitas regiões os recursos hídricos estão sob estresse crescente devido às alterações nas condições hidrológicas, térmicas e de qualidade da água como resultado da mudança climática e da alteração da paisagem induzida pelos seres humanos.

De acordo com Ervinia *et al.* (2019), as atividades antrópicas podem aumentar a sensibilidade ao clima e diminuir a saúde das bacias hidrográficas. Os autores apontam que vários estudos indicaram que a intensificação do uso da terra e as mudanças climáticas têm o potencial

de afetar negativamente a saúde das bacias hidrográficas por meio do aumento dos extremos hidrológicos e das cargas de contaminantes de escoamentos urbanos e agrícola.

Dessa forma, Serpa *et al.* (2017) corroboram salientando que, as mudanças climáticas estão tipicamente associadas a mudanças no uso e cobertura da terra, que podem agravar ou minimizar seus impactos nos corpos d'água. Portanto o estudo combinado entre os padrões da paisagem e as mudanças climáticas é de suma importância para a gestão e manutenção das bacias hidrográficas e da qualidade hídrica.

3.3 Análise da relação entre os padrões da paisagem e a qualidade hídrica superficial

Sabe-se que o estudo da influência dos padrões da paisagem, sejam eles apenas a composição, apenas a configuração, ou ambos, sobre a qualidade hídrica superficial, somados ou não as mudanças climáticas, tem sido um tema de pesquisa bastante explorado pelos cientistas nos últimos anos (SHUKLA; GEDAM; KHIRE, 2018; KINCAID *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2021b; WU; LU, 2021).

Essa análise deve ser feita considerando-se tanto a escala temporal quanto a escala espacial dos dados coletados. Entretanto, os estudos ainda não chegaram a um consenso sobre quais escalas espaciais seriam as ideais para a análise adequada da qualidade hídrica.

Xie *et al.* (2017) destacam que, alguns estudos afirmam que a capacidade explicativa das características da paisagem, das zonas de amortecimento ribeirinhas, aumentaria com a largura do *buffer* que delimita a área, outros reconhecem que existe uma medida ideal de maior influência (por exemplo, 100 metros). Ainda existem aqueles artigos que destacam a importância de serem consideradas as bacias hidrográficas/sub-bacias hidrográficas como áreas de estudo (DING *et al.*, 2016; MELLO *et al.*, 2018a).

De modo parecido, Chen *et al.* (2020b) revelam que, o acúmulo de nutrientes entre a água e os sedimentos é um processo de longo prazo que pode ser afetado por vários fatores, porém, pesquisas abrangentes sobre a influência das mudanças do uso e cobertura da terra no transporte de sedimentos, em uma escala de longo prazo, ainda são necessárias.

Além disso, diferentes abordagens metodológicas são utilizadas nas análises de influência desse tipo e dentre elas uma das mais amplamente encontradas são as análises estatísticas multivariadas (SONG; SONG; SHAO, 2020; CHEN *et al.*, 2020a; GYMAH *et al.*, 2020; LIU; SHEN; CHEN, 2018; WANG; KIM; LI, 2020; FERNANDES *et al.*, 2020; PACHECO *et al.*, 2017; CARSTENS; AMER, 2018; LIU *et al.*, 2021b; MAINALI; CHANG, 2020; PETLUŠOVÁ *et al.*, 2019; LEE *et al.*, 2020).

De acordo com Sun *et al.* (2016), os estudos que avaliam a resposta da qualidade da água frente à conversão do uso e cobertura da terra têm sido amplamente baseados em estatísticas de

qualidade da água, muitas vezes combinadas com a utilização de Sistemas de informação geográfica (SIG). Essas análises fornecem informações valiosas sobre as variações da qualidade hídrica associadas às mudanças no uso e cobertura da terra e ao clima (SUN *et al.*, 2016).

Isto posto, Sun *et al.* (2016) destacam que abordagens de modelagem concentradas ou semidistribuídas, usando modelos como a *Soil and Water Assessment Tool (SWAT)* e a *Generalized Watershed Loading Function*, utilizadas para esse fim, são limitadas na capacidade de identificar com precisão as fontes críticas de poluições não pontuais, que podem ser altamente variáveis no espaço ao nível de sub-bacias ou domínios menores.

Ademais, Brogna *et al.* (2017) destacam que a análise estatística direta é mais simples, mais fácil de aplicar e mais eficiente do que os modelos hidrológicos/de qualidade da água de base física.

Segundo Shen *et al.* (2014), a análise de redundância (RDA) é uma técnica de ordenação linear restrita que descreve a variação entre dois conjuntos de dados multivariados. Usada para analisar as principais causas da variação de dados, expondo a correlação entre a resposta e suas variáveis explicativas (ZHANG; XU; ZHANG, 2021). Seus resultados podem ser expostos em um gráfico que permita visualizar as relações entre as diferentes variáveis analisadas, apresentando as correlações dos fatores da paisagem com os eixos RDA, que mostram os fatores da paisagem que tem maior influência na ordenação; e a parte de cada variável prevista que é explicada pelos eixos RDA (OU; WANG, 2011; ZHANG; XU; ZHANG, 2021).

Shi *et al.* (2017) e Li *et al.* (2018) explicam que, as setas de duas variáveis apontando na mesma direção indicam uma correlação positiva e o ângulo entre duas setas é inversamente proporcional ao grau de sua correlação. Dessa forma Xu *et al.* (2018) dizem que, as duas variáveis são positivamente correlacionadas quando o ângulo das setas correspondentes é agudo, caso contrário, as duas variáveis são negativamente correlacionadas; o comprimento da seta indica a semelhança das contribuições.

O artigo publicado por Mello *et al.* (2018a) é um exemplo do sucesso na utilização da análise de redundância como método para analisar a influência do uso e cobertura da terra sobre a qualidade da água de riachos tropicais de baixa ordem, comparando modelos de bacias hidrográficas e zonas ribeirinhas.

Neste estudo, os autores utilizaram dados físicos, químicos e microbiológicos da qualidade da água e múltiplas classes de uso e cobertura da terra para realizar a análise de influência do uso e cobertura da terra sobre a qualidade hídrica dos riachos e aplicou-se como método de análise a RDA. Esta análise permitiu estudar simultaneamente as influências dos tipos de uso e cobertura da terra em todos os parâmetros de qualidade da água, garantindo identificar os principais fatores que afetam a variabilidade na qualidade da hídrica; modelar a relação entre os padrões de uso e

cobertura da terra e a qualidade da água em toda a bacia hidrográfica e na zona ribeirinha; e identificar qual padrão de uso e cobertura da terra tem a maior influência na qualidade da água em riachos de baixa ordem (MELLO *et al.*, 2018a).

Outro exemplo, é o artigo publicado por Shi, *et al.* (2017), em que foram selecionados parâmetros da qualidade hídrica, tipos de uso e cobertura da terra e métricas da paisagem; em três escalas espaciais distintas (bacia hidrográfica, zona ribeirinha e de alcance “*reach*”), para quantificar a relação entre os padrões de uso da terra e a qualidade da água. Para tal, os autores utilizaram a análise de redundância (RDA) que permitiu responder ao objetivo proposto e promover as conclusões feitas pelos autores, de que planejamento dos padrões de uso da terra na gestão da qualidade da água precisa adotar uma perspectiva multi-escala (SHI *et al.*, 2017).

4. REVISÃO SISTEMÁTICA

Esta revisão sistemática tornou-se necessária para que as hipóteses, o pressuposto e os questionamentos desse trabalho fossem respondidos com o embasamento teórico necessário. Com seus resultados buscou-se, portanto, averiguar evidências de desempenho relativo, identificando qual(is) a(s) intervenção(ões), ferramenta(s), mecanismo(s) para o trabalho; parâmetros e/ou estratégia(s) metodológica(s) a serem utilizadas; como são feitas as análises da relação entre os padrões da paisagem (uso e cobertura da terra e métricas da paisagem) e a qualidade hídrica superficial em ambientes lóticos; e quanta pesquisa foi conduzida sobre as questões específicas dessa tese e sobre seu tema central.

Assim, identificando, entendendo e detectando propostas que tiveram abordagens parecidas ou com os mesmos temas com os quais essa tese trabalhou, foi possível dar robustez às análises aplicadas, elaborando-se uma metodologia de análise da relação do uso e cobertura da terra e das métricas da paisagem e a qualidade hídrica superficial em ambientes lóticos, tendo como área de estudo as bacias hidrográficas (ou outras áreas desse tipo, que podem ter diferentes nomenclaturas de acordo com a escala abordada no estudo).

Dessa maneira, o capítulo dividiu-se nos tópicos:

- **Objetivo:** foi descrito o objetivo geral da revisão sistemática proposta;
- **Método:** foi descrito, de maneira detalhada, o método utilizado para realização da revisão sistemática, sendo esse separado em subtópicos para detalhamento e entendimento dos procedimentos de realização da revisão sistemática;
- **Resultados:** foram expostos os principais resultados bibliométricos da revisão sistemática e sínteses descritivas dos artigos selecionados;
- **Limitações da revisão sistemática:** foram exibidas as limitações que restringiram a coleta de dados e a obtenção dos resultados pela revisão sistemática executada; e
- **Conclusões:** onde foram descritas as considerações feitas pela autora a respeito da revisão sistemática, que envolvem sua aplicação e desenvolvimento e os resultados e limitações encontrados na mesma.

4.1 Objetivo

Esta revisão sistemática, considerando-se uma perspectiva de paisagem, teve por objetivo identificar estudos/artigos que tiveram como escopo a realização de análises dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água superficial em ambientes lóticos, dentro de bacias hidrográficas, permitindo o entendimento de como são medidas as relações entre o uso e cobertura da terra e as métricas da paisagem e dos parâmetros de qualidade hídrica superficial, nesses ambientes e em áreas de estudo desse tipo e servindo como prelúdio na realização da pesquisa de doutorado na qual se insere e na elaboração e contribuição para formulação de metodologia replicável para averiguação das relações entre os fatores da paisagem (uso e cobertura da terra e métricas da paisagem) e a qualidade hídrica superficial desses ambientes.

4.2 Método

Para elaboração dessa revisão sistemática foram utilizadas como base as diretrizes propostas pelo documento “*Guidelines for systematic reviews in environmental management*” versão 4.2 (CEE, 2013).

Nesse documento a *Collaboration for Environmental Evidence* (CEE), através da análise de procedimentos e resultados e da pesquisa e adaptação de metodologias existentes, desenvolveu diretrizes específicas para aplicação da revisão sistemática à gestão ambiental. Ressaltando que, embora o comportamento básico da revisão sistemática permaneça inalterado, as metodologias ambientais são frequentemente diferentes em natureza e aplicação daquelas de outros campos de estudo (CEE, 2013).

Além disso, para auxiliar na execução de todas as fases da revisão sistemática, utilizou-se a ferramenta StArt - *State of the Art through Systematic Review* (FABBRI *et al.*, 2016). De acordo com Octaviano *et al.* (2015) a StArt é uma ferramenta *open source* desenvolvida na Universidade Federal de São Carlos desde 2006, e tem como objetivo auxiliar pesquisadores na condução das revisões sistemáticas, dando suporte nas fases de planejamento, condução/execução e relato/sumarização dos dados.

Para entender como se deu a revisão sistemática desse trabalho, deve-se entender as fases e estágios que a compõem. Segundo a CEE (2013), a revisão sistemática pode ser entendida em sete estágios básicos: [1] Definição da pergunta; [2] Protocolo; [3] Pesquisa; [4] Triagem de artigos; [5] Avaliação crítica e extração de dados; [6] Síntese de dados; e [7] Relatório da revisão sistemática.

A **Definição da pergunta** estágio no qual são desenvolvidas as questões que nortearão a revisão, garantindo que sejam adequadas e viáveis para ocorrência da revisão sistemática; e o **Protocolo**, estágio no qual é elaborado um plano para condução da revisão sistemática,

maximizando sua transparência e minimizando sua suscetibilidade a vieses; são parte da fase de **Planejamento** da revisão sistemática CEE (2013).

A **Pesquisa**, estágio no qual é conduzida uma pesquisa sistemática usando estratégias de pesquisa repetível adaptada a pergunta e as fontes prováveis de evidência; a **Triagem de artigos**, estágio no qual os artigos recuperados da pesquisa são examinados quanto sua relevância para a questão da revisão, utilizando-se de critérios de inclusão e resultando em uma coleção de estudos relevantes; a **Avaliação crítica e extração de dados**, estágios muitas vezes interligados, que são responsáveis pela avaliação crítica dos estudos previamente selecionados; e a **Síntese de dados**, estágio no qual os dados são extraídos dos estudos selecionados e são sintetizados para exibir uma visão geral das evidências encontradas; fazem parte da fase de **Condução/Execução** da revisão sistemática CEE (2013).

O **Relatório da revisão sistemática**, que deve garantir transparência e repetibilidade a revisão sistemática realizada, faz parte da fase de **Relato/Sumarização dos dados** CEE (2013). Foram descritos e detalhados, a seguir, os estágios da revisão sistemática da presente tese.

4.2.1 Definição da pergunta

De acordo com CEE (2013), as perguntas mais comuns para revisões sistemáticas têm quatro elementos básicos definíveis, referidos como elementos PICO ou PECO (*População - Population, Intervenção/Exposição - Intervention/Exposure, Comparador - Comparator e Resultado - Outcome*), os quais foram utilizados, com as devidas adaptações, na formulação das questões principais desse trabalho. Para execução na ferramenta StArt é adicionado o elemento **Contexto**, que nesse caso é a condução da própria revisão sistemática.

A **População**, diz respeito ao(s) sujeito(s) do estudo, podendo ser entendido como uma unidade de estudo a qual a intervenção será aplicada ou a qual será exposta (CEE, 2013); nesse trabalho os sujeitos foram estudos/artigos que responderam as questões as quais os pesquisadores queriam responder. A **Intervenção/Exposição**, pode ser uma proposta de regime de gestão, uma política, ação ou variável ambiental a que as populações são expostas (CEE, 2013); como as populações desta tese foram estudos/artigos, as intervenções/exposições foram diferentes materiais e métodos, parâmetros ou metodologias de análise utilizados pelos estudos/artigos.

O **Comparador**, que pode ser entendido como uma amostragem controle, que não foi sujeita as intervenções/exposições (CEE, 2013); foram difíceis de serem definidos por esse trabalho, fazendo se necessária uma adaptação, portanto, os pesquisadores que fizeram parte da equipe de desenvolvimento e execução desta revisão (a autora, seu orientador e coorientadora), consideraram que eles próprios seriam o controle, por estarem a frente do desenvolvimento dos

critérios de inclusão e exclusão dos estudos, além de outros estágios que fazem parte da revisão sistemática como um todo.

O **Resultado**, que são todos os resultados relevantes advindos da intervenção proposta que podem ser medidos de forma confiável (CEE, 2013); foram as respostas a cada questão formulada.

Vindos das pesquisas em áreas médicas os elementos PICO/PECO muitas vezes precisam ser adaptados para que se encaixem a outras áreas, como foi o caso desse trabalho. Assim sendo, foram descritas a seguir as quatro questões principais desta revisão sistemática e os elementos que a compõem.

Questão 1 (Q1): Na perspectiva da paisagem, quais parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água são selecionados na avaliação da qualidade hídrica superficial?

- **População (P):** Estudos que se utilizam de parâmetros para analisar a qualidade hídrica superficial, utilizando-se de uma perspectiva de paisagem.
- **Intervenção/Exposição (I/E):** Diferentes parâmetros utilizados.
- **Comparador/Controle (C):** Pesquisadores
- **Resultado (O):** Identificação dos parâmetros de qualidade hídrica superficial utilizados nos artigos, sua descrição e entendimento, bem como as colocações feitas em torno dos mesmos.
- **Contexto:** Condução da revisão sistemática.

Questão 2 (Q2): Quais são as metodologias utilizadas para identificar a relação entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade hídrica superficial?

- **População (P):** Estudos que se utilizam de metodologias de análise das relações entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.
- **Intervenção/Exposição (I/E):** Diferentes metodologias de análise das relações entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.
- **Comparador/Controle (C):** Pesquisadores
- **Resultado (O):** Identificação, entendimento e descrição das metodologias de análise das relações entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.
- **Contexto:** Condução da revisão sistemática.

Questão 3 (Q3): Quais são as metodologias utilizadas para identificar as relações entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade hídrica superficial?

- **População (P):** Estudos que se utilizam de metodologias de análise das relações entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.
- **Intervenção/Exposição (I/E):** Diferentes metodologias de análise das relações entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.
- **Comparador/Controle (C):** Pesquisadores
- **Resultado (O):** Identificação, entendimento e descrição das metodologias de análise das relações entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.
- **Contexto:** Condução da revisão sistemática.

4.2.2 Protocolo

O protocolo serve como estágio inicial do processo de revisão sistemática guiando sua condução e estabelecendo sua metodologia (CEE, 2013). Sua intenção é definir o processo de revisão, tornando-o mais rigoroso e transparente e minimizando vieses (CEE, 2013).

A ferramenta StArt utiliza-se dos mesmos campos propostos por Kitchenham (2004) para realização de seu protocolo, permitindo a repetitividade e o registro de informações essenciais, que estão descritas detalhadamente no APÊNDICE A.

4.2.3 Pesquisa

4.2.3.1 Procurando estudos

A localização de artigos foi feita por meio de pesquisas nas bases de dados *online*: Scopus; *Web of Science*; e *Science Direct*. A escolha das bases de dados ocorreu por seu caráter multidisciplinar, abrangendo a área de Ciências Ambientais e afins, nas quais os estudos de interesse se enquadram; e por seu renome, abrangendo uma grande quantidade de artigos científicos, documentos nos quais esta revisão sistemática teve seu foco.

Optou-se por selecionar artigos científicos em língua inglesa, língua de exigência para os artigos científicos de abrangência internacional. Além disso, foi estabelecido um período de tempo de cinco anos para seleção de estudos, buscando-se realizar uma revisão sistemática focada em matérias, métodos e metodologias recentes. Ressalta-se que a abrangência temporal da pesquisa ocorreu no período de 2016 a 2021, pois a revisão foi realizada no início do ano de 2021 (fevereiro), e por isso, acredita-se que esse ano foi comprometido por ainda não possuir todos os estudos/artigos que poderia e/ou viria a ter publicados.

Para a busca de estudos nas bases de dados selecionadas, foram utilizadas *strings* de busca combinadas com palavras-chave (*keywords*) de forma a garantir a replicabilidade do processo. As *strings* de busca utilizadas foram:

- **Scopus:**

TITLE-ABS-KEY ({land cover} OR {land use change} OR {land use pattern} OR {landscape pattern} OR {landscape metrics}) AND ({stream water quality} OR {surface water quality} OR {water quality parameters}) AND (LIMIT-TO (PUBSTAGE, "final")) AND (LIMIT-TO (PUBYEAR, 2021) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2020) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2019) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2018) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2017) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2016)) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE, "ar")) AND (LIMIT-TO (SUBJAREA, "ENVI") OR LIMIT-TO (SUBJAREA, "AGRI")) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE, "English")) AND (LIMIT-TO (SRCTYPE, "j"))

- **Web of Science:**

TI=((“land cover” OR “land use change” OR “land use pattern” OR “landscape pattern” OR “landscape metrics”)) AND (“stream water quality” OR “surface water quality” OR “water quality parameters”)) OR AB=((“land cover” OR “land use change” OR “land use pattern” OR “landscape pattern” OR “landscape metrics”)) AND (“stream water quality” OR “surface water quality” OR “water quality parameters”)) OR AK=((“land cover” OR “land use change” OR “land use pattern” OR “landscape pattern” OR “landscape metrics”)) AND (“stream water quality” OR “surface water quality” OR “water quality parameters”))

Filtros adicionais: Anos de publicação - 2016-2021; Tipos de documentos - *Article*; Linguagem - Inglês.

- **Science Direct:**

Title, abstract, keywords: ((“land cover” OR “land use change” OR “land use pattern” OR “landscape pattern” OR “landscape metrics”)) AND (“stream water quality” OR “surface water quality” OR “water quality parameters”))

Filtros adicionais: *Years* - 2016-2021; *Article type* - *Research articles*.

Com a execução das *strings* foram recuperados pela busca os quatro artigos - SHI, *et al.*, 2017 e MELLO *et al.*, 2018a - selecionados como artigos base, a maioria em mais de uma das bases de dados pesquisadas, portanto, o processo de busca foi considerado satisfatório.

Ao todo foram encontrados 890 artigos, 710 na base de dados Scopus; 114 na base de dados *Web of Science*; e 66 na *Science Direct* (Figura 2).

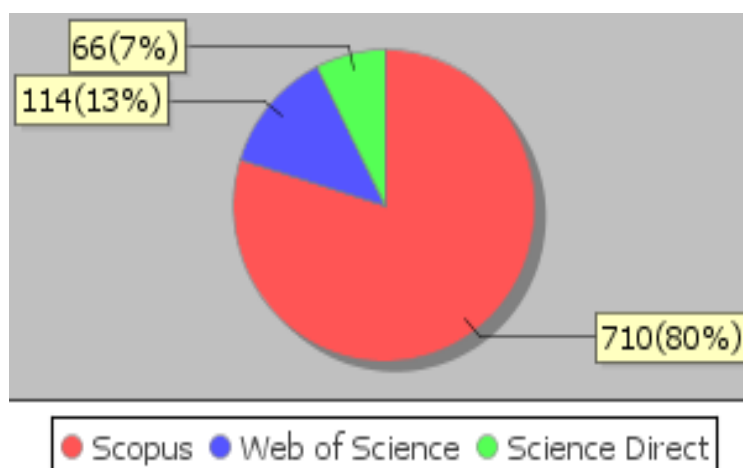


Figura 2 - Distribuição dos estudos primários recuperados das bases de dados selecionadas

4.2.4 Triagem de artigos

Depois de concluída a pesquisa de estudos primários, os artigos foram triados e selecionados de acordo com sua relevância, sem que fossem desperdiçados recursos na análise detalhada de artigos irrelevantes. Isso se tornou possível com a exclusão de duplicidade feita de maneira automática pela StArt; pela leitura dos títulos (*titles*), resumos (*abstract*) e palavras-chave (*key-words*), para remoção eficiente de acessos espúrios; e pela utilização de critérios de inclusão e exclusão.

4.2.4.1 Critérios de inclusão e exclusão de estudos

Os critérios de inclusão e exclusão foram definidos pelos pesquisadores a partir de discussões pertinentes e da realização de seu teste piloto, em que alguns estudos, selecionados aleatoriamente, foram considerados a fim de averiguar a clareza e suficiência dos critérios formulados.

Com os ajustes necessários foram definidos dois critérios de inclusão (CI) e doze critérios de exclusão (CE) sendo eles:

- **CI1:** O estudo analisa qualidade hídrica superficial, por meio de seus parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, considerando a perspectiva da paisagem.
- **CI2:** O estudo relata ao menos uma metodologia de análise das relações entre o uso e cobertura da terra e/ou as métricas da paisagem e a qualidade hídrica superficial.
- **CE1:** O estudo não utilizou uma bacia hidrográfica como área de estudo.
- **CE2:** O estudo analisa, especificamente, ambientes lênticos, como lagos e lagoas e/ou reservatórios.
- **CE3:** O estudo analisa, especificamente, águas subterrâneas, lençol freático e/ou aquíferos.
- **CE4:** O estudo analisa, especificamente, áreas úmidas, pantanosas e/ou várzeas.

- **CE5:** O estudo analisa, especificamente, áreas costeiras e/ou marítimas (ex.: baías e estuários).
- **CE6:** O estudo analisa, especificamente, a fauna/flora aquática ou se utiliza de bioindicadores.
- **CE7:** O estudo analisa a qualidade hídrica por meio, especificamente, de fatores/modelos hidrológicos (considerando escoamento, vazão, morfologia etc) ou pelo fluxo de nutrientes (voltado para o estudo do solo).
- **CE8:** O estudo trata de uma situação muito específica (que pode ser relacionada às características específicas de um território, tipos de cultivos e outros eventos, inclusive políticos e normativos).
- **CE9:** O estudo não é focado na análise da qualidade hídrica, apesar de utilizá-la como um de seus parâmetros de análise (ex.: análises ecossistêmicas).
- **CE10:** O estudo não possui um ou mais dos critérios de inclusão definidos para essa pesquisa.
- **CE11:** O estudo não está escrito em inglês.
- **CE12:** Não é possível encontrar o texto completo do estudo

Ressalta-se que os critérios de inclusão e exclusão foram formulados pensando-se nos objetivos, metas, questionamentos e no recorte dado a pesquisa na qual a revisão sistemática se encontra.

Dessa forma, os artigos foram incluídos quando ambos os critérios de inclusão foram atribuídos a ele; e excluídos quando um ou mais critérios de exclusão foram atribuídos a ele. Se ambos, critérios de inclusão e de exclusão fossem atribuídos ao artigo, este seria excluído.

Os artigos que passaram pelas etapas supracitadas, foram submetidos a avaliação das partes iniciais do texto, que tratam de seu contexto/introdução, objetivo, área de estudo e materiais e métodos; o que tornou possível sanar dúvidas sobre seu objetivo e temática, sua área de estudo e materiais e métodos utilizados. Os selecionados a partir dessa segunda etapa, passaram pela leitura do texto completo. No caso de dúvida sobre o atendimento dos critérios estabelecidos os artigos foram retidos para exame do texto completo; evitando-se a exclusão de artigos com dados relevantes e utilizáveis.

4.2.5 Avaliação crítica e extração de dados

4.2.5.1 Avaliação da qualidade dos estudos

Segundo a CEE (2013), alguns estudos primários fornecem evidências de maior qualidade que outros, por isso é fundamental avaliar a qualidade comparativa dos estudos incluídos. Para

isso é útil que a avaliação da qualidade seja separada em dois estágios: **confiabilidade do estudo** e **relevância do estudo**; confiabilidade do estudo é considerada em termos de validade interna da metodologia do estudo; de forma que minimize os vieses da revisão sistemática. Nesse trabalho os critérios de confiabilidade (CC) foram:

- **CC1:** Os dados de qualidade hídrica superficial e os dados da paisagem (uso e cobertura da terra e/ou métricas da paisagem) são do mesmo período? (Ex.: mesmo ano). (Respostas permitidas: Sim ou Não).
- **CC2:** A extensão de dados de qualidade hídrica superficial é condizente com a extensão de dados da paisagem (uso e cobertura da terra e/ou métricas da paisagem)? É possível relacionar ambos sem que haja uma discordância de escalas? (Ex.: muitos dados da paisagem e poucos dados hídricos). (Respostas permitidas: Sim ou Não).
- **CC3:** O artigo considerou a heterogeneidade da paisagem (analisando mais de um tipo de uso/atividade antrópica ex: alguns artigos analisam somente o uso urbano ou agrícola) (Respostas permitidas: Sim, Não ou Parcialmente).
- **CC4:** A metodologia do estudo possibilita a replicabilidade por outros pesquisadores? (Respostas permitidas: Sim, Não ou Parcialmente).
- **CC5:** As informações do estudo estão claras e completas possibilitando sua replicabilidade por outros pesquisadores? (Respostas permitidas: Sim, Não ou Parcialmente).

Ainda segundo a CEE (2013), os critérios de relevância são frequentemente considerados em termos de validade externa do estudo; tendo baixa relevância no contexto da revisão sistemática no qual se insere. O critério de relevância (CR) foi:

- **CR1:** O estudo foi publicado depois de 2016? (Respostas permitidas: Sim ou Não).

Para ranquear os estudos por critérios de qualidade, foi utilizada a seguinte escala de pontuação: as respostas “Sim” possuem 1 ponto; as respostas “Não” possuem 0 pontos e as respostas “Parcialmente” possuem 0,5 pontos. Dessa forma, com base nas respostas, foi calculado um *score* de qualidade para cada estudo. Os estudos podem ter no máximo 6 pontos e no mínimo 0,5 pontos. Os com valor inferior a 0,5 pontos, ou seja, que não atenderam a nenhum dos critérios de qualidade elaborados, foram excluídos da revisão sistemática.

4.2.5.2 Estratégia e formulário de extração de dados

Os dados foram extraídos conforme as boas práticas de extração que devem permitir a transparência, repetibilidade e objetividade (CEE, 2013). Para isso foi preparado um formulário de extração de dados, discutido e definido pelos pesquisadores desta revisão sistemática.

Esse formulário passou por uma aplicação piloto, considerando estudos relevantes previamente conhecidos pelos pesquisadores, para que houvesse verificação dos campos do formulário em relação a clareza e suficiência dos mesmos.

Formulário de extração de dados:

- Título (descritivo)
- Autores (descritivo)
- Afiliação dos autores (descritivo)
- Objetivo (descritivo)
- Síntese dos materiais e métodos (descritivo)
 - Metodologias utilizada para verificação das relações entre os fatores da paisagem (uso e cobertura da terra e/ou métricas da paisagem) e qualidade hídrica (parâmetros físicos, químicos e microbiológicos).
- Síntese das conclusões (descritivo)

4.2.6 Síntese de dados

Respondendo-se as questões elaboradas para essa revisão sistemática, a síntese de dados teve por objetivo, descrever as metodologias de análise das relações entre os fatores da paisagem (uso e cobertura da terra e métricas da paisagem) e a qualidade hídrica superficial em ambientes lóticos, tendo como área de estudo bacias hidrográficas. Destacando a replicabilidade e relevância dos estudos, de acordo com seus procedimentos metodológicos de análise.

4.2.7 Relatório da revisão

Foi apresentado um relatório final da revisão sistemática que permitiu a interpretação das evidências encontradas nos estudos; as conclusões da revisão sistemática em questão; bem como as implicações para a pesquisa, como por exemplo a identificação de lacunas de conhecimento existentes.

4.3 Resultados

O **Relatório da revisão** e a **Análise bibliométrica** foram apresentadas de forma conjunta nesse tópico, como **Resultados da Revisão Sistemática**. Nele foram descritos os resultados bibliométricos de cada etapa da revisão sistemática e o relatório da revisão, com descrição das conclusões feitas pelos autores sobre as evidências, implicações e possíveis lacunas encontradas. A **Síntese dos dados** compilados dos artigos selecionados como relevantes foi apresentada no APÊNDICE B.

Ao todo foram recuperados 890 estudos primários, dos quais 130 foram categorizados como duplicados, ou seja, foram recuperados de mais de uma das bases de dados selecionadas para a busca dos mesmos. A duplicação de estudos é detectada de maneira automática pela ferramenta StArt a partir de um algoritmo de mineração de texto, e poupa tempo na tarefa de classificação manual dos estudos.

Para os demais 760 estudos, foi aplicada a etapa de seleção inicial de estudos primários, na qual foi feita a leitura dos títulos (*titles*), resumos (*abstract*) e palavras-chave (*key-words*), e aplicação dos critérios de inclusão e exclusão. Desta forma, 92 artigos foram classificados como potencialmente relevantes e passaram pela fase de seleção secundária com a leitura das partes iniciais dos artigos (introdução/contexto, objetivo, área de estudo e materiais e métodos).

Desses 92 artigos, 18 foram excluídos por não ter sido possível encontrar o texto completo dos mesmos, sobrando 74 artigos para serem lidos. A partir disso, um total de 34 artigos foram realmente considerados relevantes no contexto desta pesquisa, passaram para leitura do texto completo e tiveram o formulário de extração de dados preenchido e a avaliação da qualidade realizada.

De acordo com a metodologia utilizada nestes artigos, os resultados da revisão sistemática foram divididos em oito categorias: [1] Análise de Redundância (RDA); [2] Coeficiente de Correlação de *Pearson*; [3] Regressão múltipla; [4] Modelos mistos; [5] Regressão Geograficamente Ponderada (GWR); [6] Coeficiente de Correlação de *Spearman*; [7] Análise de Componentes Principais (PCA); e [8] Outras (Figura 3).

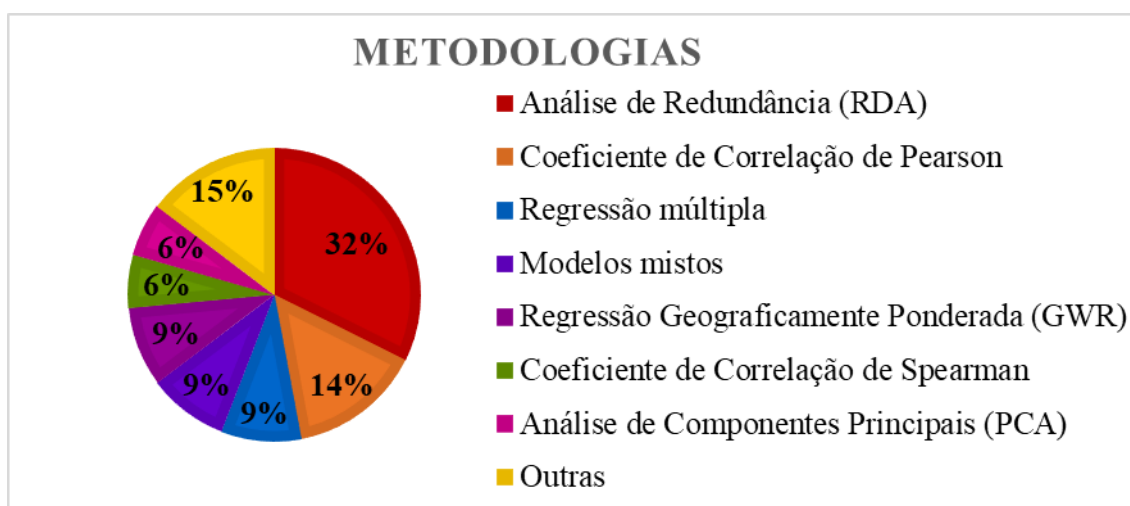


Figura 3 - Gráfico quantitativo das principais metodologias utilizadas nos artigos relevantes

Essas categorias representam a principal metodologia utilizada, para análise da relação entre o uso e cobertura da terra e/ou as métricas da paisagem e os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água superficial de ambientes lóticos, em bacias hidrográficas. Isso não significa que outras metodologias não foram utilizadas nos artigos em questão, mas, sim que esta

foi a principal entre elas. No caso da categoria “Outras”, foram agrupados artigos com diferentes metodologias que foram utilizadas em apenas 1 dentre os 34 artigos selecionados (Tabela 1).

Tabela 1 - Lista de artigos relevantes da revisão sistemática

Análise de Redundância (RDA)			
Código	Ano	Referência	Qualidade
A01	2020	(SONG; SONG; SHAO, 2020)	6,0
A02	2018	(LI <i>et al.</i> , 2018)	6,0
A03	2017	(SHI <i>et al.</i> , 2017)	6,0
A04	2017	(XIE <i>et al.</i> , 2017)	5,5
A05	2021	(WU; LU, 2021)	5,0
A06	2018	(MELLO <i>et al.</i> , 2018a)	5,0
A07	2015	(TANAKA <i>et al.</i> , 2015)	5,0
A08	2020	(LEI <i>et al.</i> , 2020)	4,5
A09	2017	(BROGNA <i>et al.</i> , 2017)	4,5
A10	2019	(BIAN <i>et al.</i> , 2019)	4,5
A11	2016	(DING <i>et al.</i> , 2016)	4,0
Coefficiente de Correlação de Pearson			
Código	Ano	Referência	Qualidade
A12	2020	(CHEN <i>et al.</i> , 2020a)	6,0
A13	2018	(NAMUGIZE <i>et al.</i> , 2018)	6,0
A14	2019	(GU <i>et al.</i> , 2019)	5,5
A15	2020	(NAFI'SHEHAB <i>et al.</i> , 2020)	4,5
A16	2015	(YU <i>et al.</i> , 2015)	3,5
Regressão múltipla			
Código	Ano	Referência	Qualidade
A17	2020	(GYIMAH <i>et al.</i> , 2020)	5,5
A18	2018	(EFFENDI <i>et al.</i> , 2018)	5,0
A19	2016	(CHEN <i>et al.</i> , 2016a)	5,0
Modelos mistos			
Código	Ano	Referência	Qualidade
A20	2018	(LIU <i>et al.</i> , 2018)	5,0
A21	2017	(LIU <i>et al.</i> , 2017b)	5,0
A22	2019	(SINGKARAN <i>et al.</i> , 2019)	3,0
Regressão Geograficamente Ponderada (GWR)			
Código	Ano	Referência	Qualidade
A23	2018	(KARIMPOUR <i>et al.</i> , 2018)	6,0
A24	2020	(WANG <i>et al.</i> , 2020)	4,5
A25	2016	(CHEN <i>et al.</i> , 2016b)	4,0
Coefficiente de Correlação de Spearman			
Código	Ano	Referência	Qualidade
A26	2020	(LI <i>et al.</i> , 2020)	6,0
A27	2020	(FERNANDES <i>et al.</i> , 2020)	4,0
Análise de Componentes Principais (PCA)			
Código	Ano	Referência	Qualidade
A28	2018	(MELLO <i>et al.</i> , 2018b)	4,5
A29	2017	(PACHECO <i>et al.</i> , 2017)	4,5
Outras			
Código	Ano	Referência	Qualidade
A30	2018	(CARSTENS; AMER, 2018)	5,0
A31	2021	(LIU <i>et al.</i> , 2021b)	4,5
A32	2020	(MAINALI; CHANG, 2020)	4,5
A33	2019	(PETLUŠOVÁ <i>et al.</i> , 2019)	4,0
A34	2020	(LEE <i>et al.</i> , 2020)	3,5

Analisando todos os 34 artigos considerados relevantes, percebeu-se que a maioria deles utilizou como parâmetros de análise da qualidade hídrica superficial o oxigênio dissolvido (10%), o fósforo total (10%); o nitrogênio amoniacal (10%); o nitrogênio nitrato (8%); o nitrogênio total (6%); a demanda química de oxigênio (6%) e a condutividade elétrica (5%) (Figura 4).

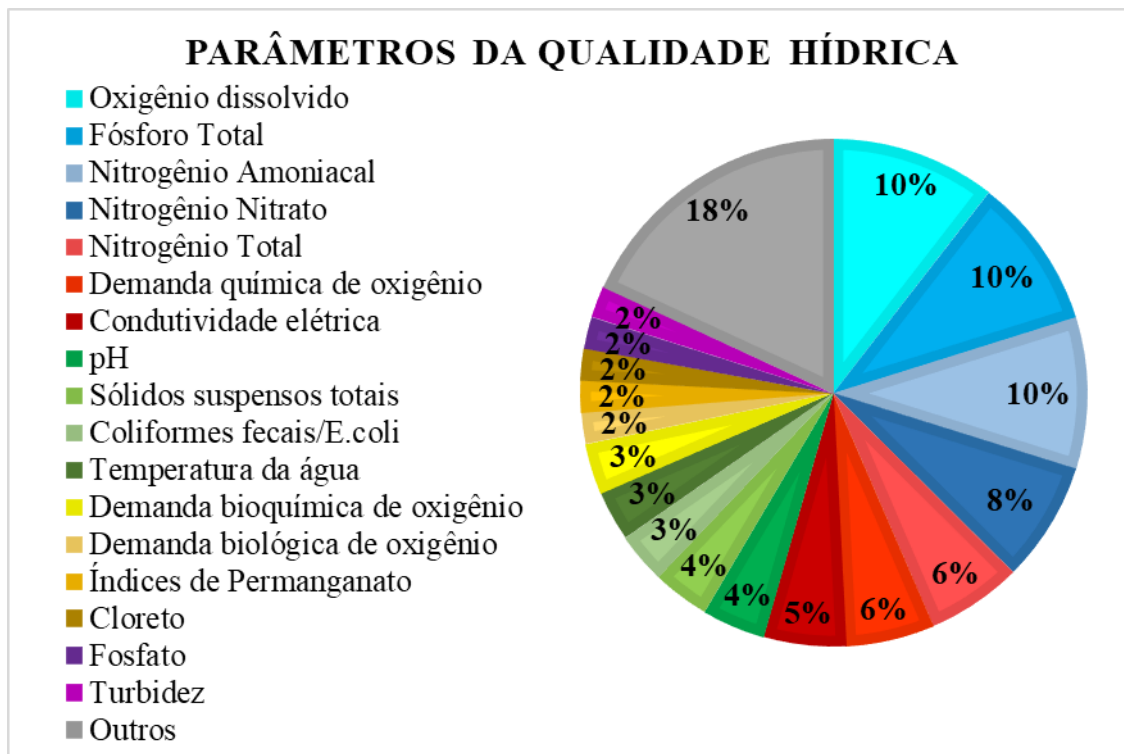


Figura 4 - Gráfico dos parâmetros de qualidade hídrica superficial utilizados nos artigos relevantes selecionado

Considerando os parâmetros da paisagem, o uso e cobertura da terra (40%) e métricas da paisagem (18%) foram os mais encontrados; isso porque a seleção ocorreu direcionada a esses parâmetros. Porém, além desses, muitos artigos utilizaram-se de *buffers* de múltiplas escalas (16%); declividade/hipsometria e/ou topografia (16%) e comprimento de fluxo/rede de drenagem (11%) como parâmetros da análise das relações entre a estrutura da paisagem e a qualidade hídrica superficial (Figura 5).

Esses resultados serviram de embasamento para seleção das metodologias e parâmetros para as análises realizadas nessa tese; possibilitando responder quais parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água que são selecionados na avaliação da qualidade hídrica superficial, por estudos que consideram uma análise sob a perspectiva de paisagem; e quais as metodologias utilizadas para identificar as relações entre o uso e cobertura da terra e/ou as métricas da paisagem e a qualidade hídrica superficial. Porém ressalta-se que esse trabalho não foi isento de limitações e por isso foi importante destacá-las no tópico a seguir.

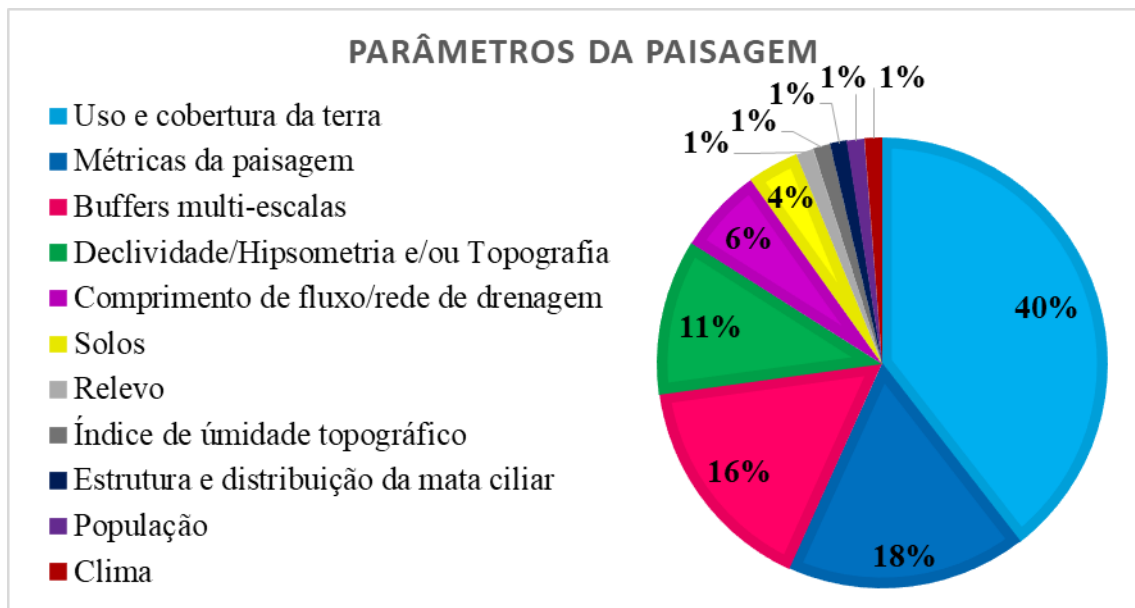


Figura 5 - Gráfico dos parâmetros da paisagem utilizados nos artigos relevantes selecionado

4.4 Limitações da revisão sistemática

Visto que, esta revisão sistemática foi realizada com o intuito de responder perguntas específicas que fazem parte e foram determinantes para o trabalho em um contexto maior de pesquisa. Destaca-se que houve a busca de artigos relevantes diante da familiaridade da equipe e necessidade do trabalho no qual a revisão sistemática se insere, o que pode ter excluído uma série de outros artigos relevantes. Fato que ocorreu devido ao tempo e a equipe que participou da revisão sistemática, formada apenas pela autora da tese e por seu orientador e coorientadora. Desta forma ressalta-se que era previsível que esta revisão sistemática fosse restrita e bastante direcionada, o que não é indicado para revisões sistemáticas de uma maneira geral. Porém, essa limitação é aceitável, já que a extensão da abrangência da revisão sistemática faria com que a mesma perdesse o propósito para o qual foi elaborada.

Além disso, a pesquisa para revisão sistemática e seleção de artigos científicos foi realizada apenas por meio da execução de *strings* em bases de dados pré-determinadas (Scopus, *Web of Science* e *Science Direct*). Apesar do alcance destas bases de dados, nenhuma busca manual foi realizada e nenhuma outra base de dado foi selecionada. Ademais apenas estudos primários e aqueles enquadrados como artigos científicos foram extraídos, fato que pode ter resultado na não recuperação de artigos primários relevantes. Para minimizar essa deficiência e para que as buscas fossem consideradas satisfatórias foram utilizados estudos relevantes, conhecidos pela autora, como um fator de controle para validação dos estudos retornados nas buscas, fato que é explicado anteriormente, no tópico “4.2.3 Pesquisa” desse capítulo.

Destaca-se ainda que, optou-se por fazer a seleção de artigos escritos na língua inglesa, pois, esse é o idioma mais comum utilizado nas redações científicas, entretanto, destaca-se que

esse fator pode ter gerado uma perda de artigos redigidos em outros idiomas, como por exemplo, em língua portuguesa. A língua portuguesa é a língua mãe da autora e da área de estudo do trabalho, portanto, outros artigos semelhantes poderiam ser englobados se a revisão fosse executada também nesse idioma. Justaposto, essa se torna uma das limitações da revisão sistemática em questão, porém, destaca-se que a escolha da língua inglesa é uma vantagem na replicação e publicação da revisão sistemática, evitando a restrição apenas ao seu país de origem.

4.5 Conclusões

A revisão sistemática aplicada por esse trabalho possibilitou que se construísse um embasamento científico para seleção de materiais e métodos, adequados e robustos, para realização de todas as análises propostas pela pesquisa. Foi possível, dessa maneira, elaborar uma metodologia bem fundamentada na literatura científica e realizar a análise capaz de verificar a relação entre as modificações existentes nos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água e a estrutura da paisagem (medida pela dinâmica do uso e cobertura da terra e pelas métricas da paisagem). Encontrando-se a principal metodologia utilizada para execução de análises desse tipo e quais outras também têm sido executadas, considerando-se diferentes contextos e território.

A revisão sistemática contribuiu, dessa maneira, para elaboração e formulação de uma metodologia replicável que pudesse ser aplicada com efetividade nesse trabalho e também em quaisquer outros, desde que atendidas as condições necessárias para sua execução.

Destaca-se, ainda, que essa revisão sistemática identificou as lacunas científicas existentes na realização de análises de relação entre a qualidade hídrica e os fatores paisagísticos, que se encontram, principalmente, associadas a escala espacial na qual deve ser aplicada. Essas lacunas científicas podem e devem ser exploradas por outros estudos para que se obtenha um ganho apropriado de referencial as demandas de análises que permitam a obtenção de resultados para tomada de decisão e para ações voltadas ao gerenciamento dos recursos hídricos e para o planejamento do território. Gerando inovação e incrementos científicos de suma importância para subsidiar a gestão dos recursos hídricos, a manutenção da qualidade hídrica e a tomada de decisão de órgãos gestores e planejadores do território.

Ressalta-se que a utilização da língua inglesa para revisão sistemática permitiu a pesquisa em base de dados de relevância internacional e a abrangência de estudos de diferentes países, incluindo o Brasil. Dentre os 34 artigos selecionados, 4 são brasileiros (aproximadamente 11%), isso mostra que os artigos dessa temática, referentes ao país, não foram descartados totalmente apesar da limitação do idioma de pesquisa.

5. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho situou-se nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), que ocupam uma área de aproximadamente 15.303,67 km², espacializados no estado de São Paulo (92,6%) e no estado de Minas Gerais (7,4%) (COMITÊS PCJ, 2019). No estado de São Paulo, onde localiza-se o território delimitado para este estudo, as bacias hidrográficas PCJ inserem-se na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (UGRHI-5), entre as coordenadas geográficas 46° longitude Oeste; 23,5° latitude Sul e 49° longitude Oeste; 22° latitude Sul (COMITÊS PCJ, 2019) (Figura 6).

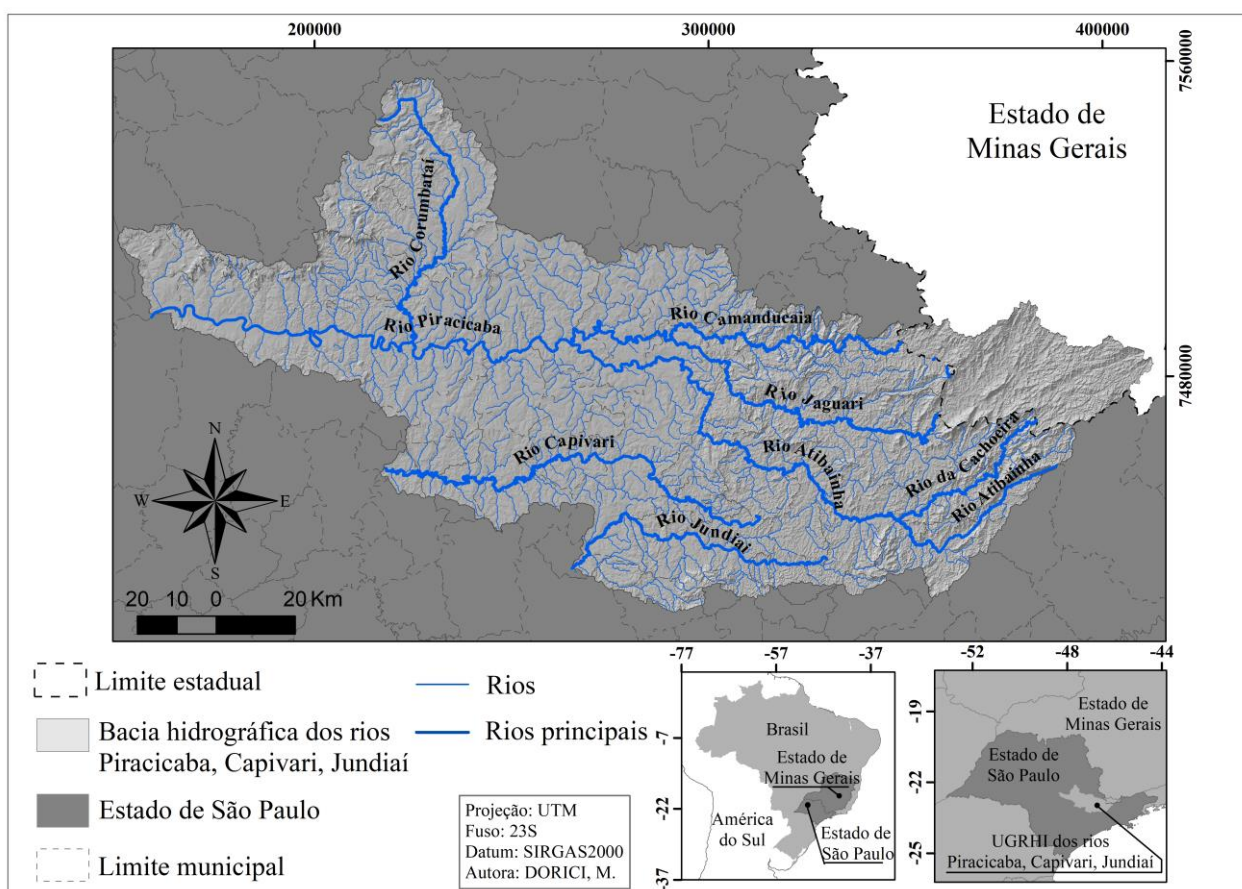


Figura 6 - Localização da UGRHI-5

No trecho paulista, as bacias hidrográficas PCJ estão localizadas na Bacia Sedimentar do Paraná, sendo compostas por grande variedade de litologias que podem ser agrupadas em quatro grandes domínios geológicos: Embasamento cristalino, constituído por rochas metamórficas e ígneas; Rochas sedimentares mesozoicas e paleozoicas; Rochas magmáticas efusivas e intrusivas básicas; e Coberturas sedimentares cenozoicas (COBRAPE, 2010).

Quanto a geomorfologia as bacias hidrográficas PCJ estão inseridas em três grandes compartimentos geomorfológicos do estado de São Paulo: o Planalto Atlântico, situado a leste, caracterizado pelo embasamento cristalino; a Depressão Periférica, composta por sedimentos,

localizada na porção centro-oeste das bacias; e as Cuestas Basálticas, no extremo oeste da região. Avançando em sentido norte-oeste, tem-se o reverso das cuestas e o Planalto Ocidental (COBRAPE, 2010).

Os principais tipos de solo encontrados no trecho paulista foram: Latossolo Vermelho Amarelo do tipo distrófico; Latossolo Vermelho, ocorrendo nas variantes Vermelho-Escuro distroférico, distrófico e acriférico; Gleissolo Háptico distrófico e eutrófico; Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico e eutrófico; Cambissolo Háptico distrófico; Planossolo Háptico; Neossolo Litólico; Neossolo Quartzarênico nas variantes órtico distrófico e órtico; e Nitossolo Vermelho (COBRAPE, 2010).

De acordo com a divisão internacional de Köppen e o mapa de clima para o Brasil de Alvares *et al.* (2013), as bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá estão localizadas em clima subtropical úmido (C), sendo divididas em quatro faixas climáticas (ALVARES *et al.*, 2013; AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018a; AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018b) (Tabela 2).

Tabela 2 - Faixas climáticas que caracterizam as bacias hidrográficas da UGRHI-5

Faixas climáticas	Sigla	Descrição
Clima Subtropical Sem Estação Seca e Com Verão Quente	Cfa	Com precipitação superior a 40 mm no mês mais seco e temperatura média no verão maior ou igual 22°C; que ocupa 41% da área das bacias hidrográficas PCJ.
Clima Subtropical Sem Estação Seca e Verão Ameno	Cfb	Com precipitação superior a 40mm no mês mais seco e temperatura média inferior a 22°C no verão; que ocupa 36% da área das bacias hidrográficas PCJ.
Clima Subtropical Com Inverno Seco e Com Verão Quente	Cwa	Que se caracteriza por possuir precipitação inferior a 40mm no mês mais seco e temperatura média no verão superior ou igual a 22 °C; ocupando 19% da área das bacias hidrográficas PCJ.
Clima Subtropical Com Inverno Seco e Com Verão Ameno	Cwb	Com precipitação inferior a 40mm no mês mais seco e temperatura média no verão inferior a 22 °C; ocupando 4% da área das bacias hidrográficas PCJ.

Fonte: ALVARES *et al.*, 2013

A formação florestal das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá é composta por dois *hotspots* globais: a Mata Atlântica e o Cerrado (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018a). O Instituto Florestal (2010) estima que, no território da UGRHI-5, existam 1.911 km² de vegetação natural remanescente, que ocupam aproximadamente 13,5% de sua área total e distribuem-se principalmente nas categorias de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual (COMITÊS PCJ, 2019).

Como dito anteriormente, este trabalho resolveu delimitar-se apenas na extensão da UGRHI-5 correspondente ao estado de São Paulo, isso porque, de acordo com Chrispim, Scholz e Nolasco (2020), por se tratar de uma área muito populosa, a região de São Paulo enfrenta vários desafios em relação a infraestrutura da água e saneamento.

Ferreira *et al.* (2019) destacam que, São Paulo é o estado mais desenvolvido economicamente do Brasil, detendo 60% do produto interno bruto do país (PIB) e 22% de sua população humana em apenas 3% do território brasileiro. Ademais, Cunha, Sabogal-Paz e Dodds (2016) contam que, o estado de São Paulo sofre significativa pressão antrópica nos sistemas aquáticos locais, levando a altas concentrações de nitrogênio e fósforo nas águas superficiais e degradação de sua qualidade hídrica. Além disso, Ferreira *et al.* (2019) realçam que, parte da água da UGRHI-5 é desviada para o Alto Tietê por meio do Sistema Cantareira para abastecer uma população de mais de 9 milhões de pessoas, residentes na região metropolitana do estado.

Segundo Leão e Stefano (2019), o Sistema Cantareira é um conjunto de seis reservatórios interligados por canais e dutos, com capacidade de armazenamento estimada em 981,5 milhões de m³ de água. Quatro desses reservatórios (Jaguari, Jacaréí, Cachoeira e Atibainha) estão localizados nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), que compõem a UGRHI-5.

Considerando o território correspondente ao estado de São Paulo sabe-se que, UGRHI-5 abrange, total ou parcialmente, 71 municípios e é a segunda UGRHI mais populosa do estado, com cerca de 5,6 milhões de habitantes, residentes em sua maioria nas áreas urbanas (96,8%) (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018a; COMITÊS PCJ, 2019).

Com predominância das atividades econômicas agropecuárias e de produção industrial, sua área de drenagem estende-se por 14.178 km² e representa uma das regiões mais críticas do estado quanto à qualidade e a quantidade das águas (CETESB, 2018; COMITÊS PCJ, 2019).

Dispondo dos rios Atibaia, Atibainha, Cachoeira, Camanducaia, Capivari, Corumbataí, Jaguari, Jundiá e Piracicaba como principais mananciais superficiais a vazão média em relação à população total (m³/hab.ano), medida desde 2014 até 2018, é considerada crítica, atingindo valores menores que 1500 m³/hab.ano (COMITÊS PCJ, 2019).

As maiores demandas da água são para abastecimento público (61,02 m³/s em 2018) e uso industrial (16,74 m³/s em 2018), com vazão outorgada predominantemente superficial. O índice de atendimento urbano de água é considerado “Bom” sendo maior ou igual a 95% nos anos amostrados (2013 a 2017) (COMITÊS PCJ, 2019). Cabe destacar, entretanto, que o Índice de Qualidade das Águas (IQA), apresentou-se Regular, Ruim e Péssimo em cerca de 53% dos pontos amostrados em 2014; 48% dos pontos amostrados em 2015; 38% dos pontos amostrados em 2016; 42% dos pontos amostrados em 2017; e 39% dos pontos amostrados em 2018 (COMITÊS PCJ, 2019).

Com o intuito de estudar mais a fundo a influência da dinâmica do uso e cobertura da terra e das métricas da paisagem sobre os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água nessa região e entender o impacto da crise hídrica de 2014, alcançando o objetivo proposto nesse

trabalho, foram selecionadas como área de estudo quatro sub-bacias hidrográficas de 5ª ordem (nomeadas de B1, B2, B3 e B4) (Figura 7).

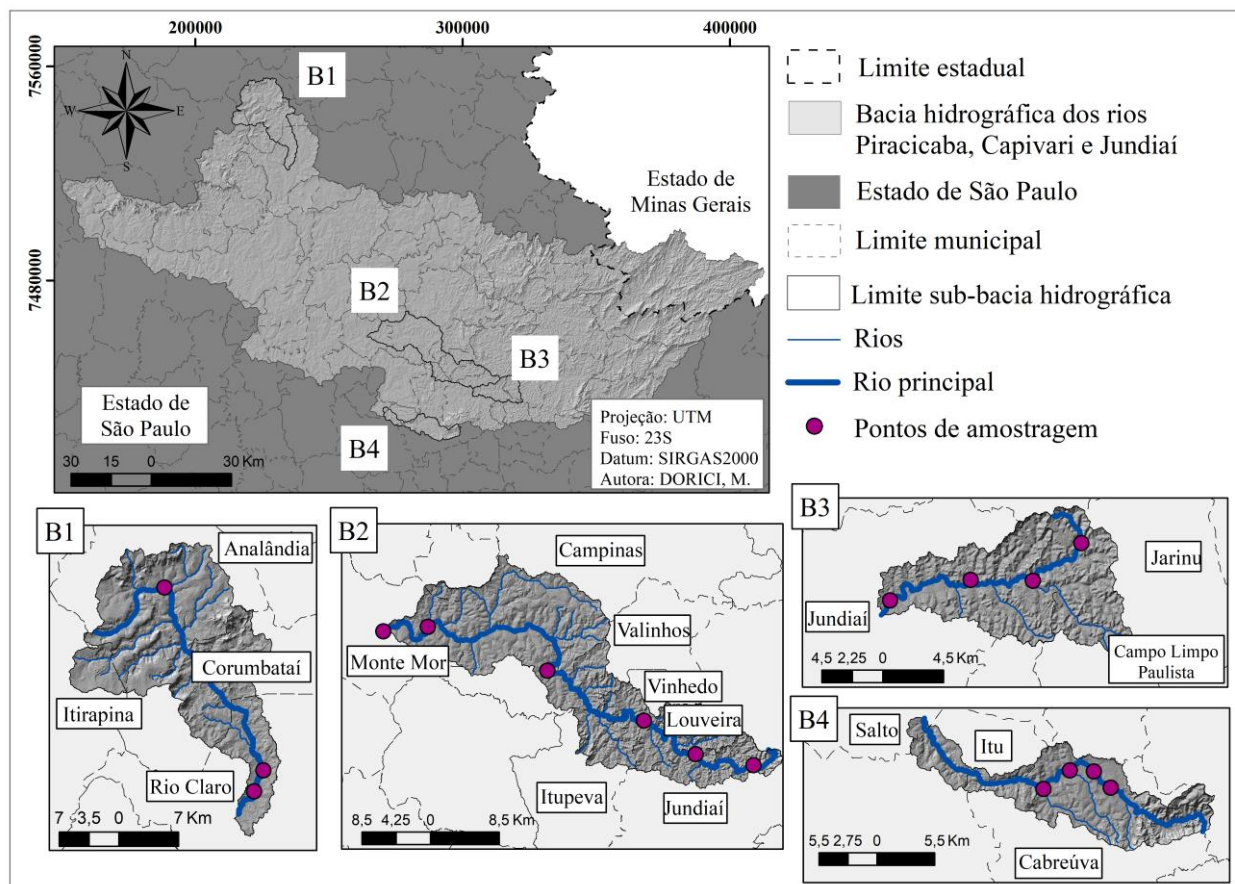


Figura 7 - Área de estudo localizada na UGRHI-5

A sub-bacia hidrográfica B1 abrange, parcialmente, os municípios de Analândia, Corumbataí, Itirapina e Rio Claro, correspondendo a uma área de 388,49 km², localizada entre as coordenadas geográficas 47°46'33" longitude oeste; 22°4'45" latitude sul e 47°32'24" longitude oeste e 22°23'42" latitude sul. A economia destes municípios é voltada principalmente para o setor de Serviços e o setor Industrial, exceto em Corumbataí onde o setor Agropecuário destaca-se mais que o setor Industrial em sua contribuição para o Produto Interno Bruto (PIB) (IBGE, 2020).

O rio Corumbataí, afluente do rio Piracicaba, um dos principais mananciais superficiais de grande porte existentes na UGRHI-5, corresponde ao seu rio principal, nele estão dispostos três pontos de monitoramento de qualidade hídrica da CETESB, que tiveram medições regulares entre o período de 2014 e 2017, possibilitando sua utilização neste trabalho. Abrangendo a formação Floresta Estacional Semidecidual e a Savana, a sub-bacia hidrográfica B1 compreende as faixas climáticas Cwa e Cwb, ressaltando-se que há predomínio do clima Cwa (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018b).

A sub-bacia hidrográfica B2 estende-se por uma área de 480,4 km², localizada entre as coordenadas geográficas 47°17'50" longitude oeste; 22°52'24" latitude sul e 46°49'0" longitude oeste e 23°8'29" latitude sul; abrangendo, parcialmente, os municípios de Campinas, Itupeva, Monte Mor, Valinhos, Vinhedo e Jundiaí e em totalidade o território do município de Louveira, sua economia baseia-se principalmente no setor de Serviços e no setor Industrial (IBGE, 2020).

O rio Capivari, afluente do rio Tietê que é outro dos principais mananciais superficiais de grande porte existentes na UGRHI-5, corresponde ao rio principal desta sub-bacia, nele estão dispostos seis pontos de monitoramento de qualidade hídrica da CETESB, que tiveram medições regulares entre o período de 2014 e 2017.

A sub-bacia B2 é composta pela formação Floresta Ombrófila Densa e por Área de Tensão Ecológica, que corresponde a uma área onde ocorre o contato entre diferentes tipos de vegetação, que são consideradas importantes pontos ecológicos; destacando-se a presença dos biomas Mata Atlântica e Cerrado (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018b; COBRAPE, 2010). Além disso, a sub-bacia hidrográfica B2 compreende as faixas climáticas Cfa e Cfb, destacando-se o predomínio do clima Cfa (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018b).

A sub-bacia hidrográfica B3 estende-se por uma área de 118,36 km², localizada entre as coordenadas geográficas 46°55'3" longitude oeste; 23°5'41" latitude sul e 46°44'5" longitude oeste e 23°11'39" latitude sul; abrangendo, parcialmente, os municípios de Jarinu, Campo Limpo Paulista e Jundiaí com economia embasada principalmente no setor de Serviços e no setor Industrial (IBGE, 2020).

O rio Jundiaí-Mirim, afluente do rio Jundiaí, é um dos principais mananciais superficiais de interesse regional da UGRHI-5 e corresponde ao rio principal desta sub-bacia, nele estão dispostos quatro pontos de monitoramento de qualidade hídrica da CETESB, que tiveram medições regulares no período selecionado para este estudo (2014 a 2017). Seu território é composto pela formação Floresta Ombrófila Densa e seu clima enquadra-se na faixa climática Cfb (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018b; COBRAPE, 2010).

A sub-bacia hidrográfica B4 localiza-se entre as coordenadas geográficas 47°14'47" longitude oeste; 23°11'52" latitude sul e 46°57'44" longitude oeste e 23°19'2" latitude sul, estendendo-se por 136,49 km², parcialmente, sobre o território dos municípios de Cabreúva, Itu e Salto, municípios com a economia apoiada principalmente no setor de Serviços e no setor Industrial (IBGE, 2020).

O ribeirão Piraí (Guaxinduba ou Córrego da Cachoeira, como também é conhecido), afluente do rio Jundiaí, é um dos principais mananciais superficiais de interesse regional da UGRHI-5 e corresponde ao rio principal desta sub-bacia, nele estão dispostos quatro pontos de monitoramento de qualidade hídrica da CETESB, que tiveram medições regulares no período

selecionado para este estudo (2014 a 2017). Esta sub-bacia hidrográfica é composta pela formação Floresta Ombrófila Densa e pela Área de Tensão Ecológica e seu clima enquadra-se na faixa climática Cfa e Cfb, com prevalência do clima Cfb (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ, 2018b; COBRAPE, 2010).

Ding *et al.* (2016) destacam que, compreender as relações entre os padrões de uso da terra e a qualidade da água em riachos de baixa ordem é útil para o planejamento paisagístico eficaz no intuito de proteger a qualidade da água a jusante. Nesta tese, a escolha por riachos de 5ª ordem se deve ao fato de que esta é a ordem mais baixa na qual foi possível obter informações de qualidade da água, dos documentos de órgãos governamentais.

Os requisitos para seleção dessas sub-bacias hidrográficas foram, a inserção total de seu limite territorial na UGRHI-5, de forma que não houvesse fronteiras interestaduais; a oferta de informação da qualidade da água, advinda dos pontos de monitoramento disponibilizados pela CETESB; e a multiplicidade de usos e cobertura da terra, que fossem capazes de demonstrar de forma representativa os padrões de ocupação das bacias hidrográficas do PCJ no estado de São Paulo. Destaca-se que a UGRHI-5 no estado de São Paulo é uma das UGRHIs com maior quantidade de dados amostrais da qualidade hídrica, disponibilizados pela CETESB, no período selecionado para esse estudo e a obtenção de dados de outras regiões do Brasil ou mesmo de outras UGRHIs nem sempre corresponde a essa mesma realidade.

Ressalta-se que essas sub-bacias foram utilizadas como área de estudo para realização de todas as análises realizadas no trabalho; as quais foram descritas nos capítulos a seguir.

6. ANÁLISE MULTITEMPORAL DA QUALIDADE HÍDRICA

Neste capítulo foram descritos os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos selecionados para a análise, os materiais e métodos utilizados, além dos resultados e discussões encontrados sobre os mesmos.

As análises correspondentes ao capítulo foram geradas de acordo com os dados coletados de 17 pontos de amostragem da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que mantiveram atividade contínua entre os anos de 2011 e 2017. Além disso, foi feita uma breve apresentação de dados pluviométricos da região, utilizando-se de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e da Sala de Situação PCJ.

Com estes dados, foi possível entender como a qualidade hídrica superficial modificou-se ao longo dos anos selecionados e quais as variações ocorridas em cada um dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água durante este período de tempo.

Para obtenção dos resultados optou-se pela realização de análises estatísticas que permitiram a correlação entre parâmetros da qualidade hídrica e revelaram onde essas variações ocorreram de forma estatisticamente significativa, isso considerando-se todas as variáveis selecionadas (parâmetros da qualidade hídrica, precipitação, anos analisados e sub-bacias hidrográficas).

Com esta análise inicial pretendeu-se, portanto, responder alguns dos questionamentos da tese, entre eles, se a qualidade hídrica superficial foi afetada no período de análise selecionado, como, e quais variações ela sofreu, dando subsídio para execução da análise de relação entre a dinâmica do uso e cobertura da terra e a configuração espacial da paisagem sobre os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água propiciando, assim, o alcance do objetivo dessa tese.

6.1 Material e métodos

Para realizar a análise multitemporal da qualidade hídrica foram selecionados onze parâmetros, divididos entre físicos, químicos e microbiológicos, que atuassem como indicadores da qualidade da água. Ao todo foram escolhidos quatro parâmetros físicos: [1] Temperatura da água - Tp (°C); [2] Turbidez - Tb (UNT); [3] Condutividade elétrica - CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$); e [4] Sólidos totais - ST (mg/l); seis parâmetros químicos: [1] Oxigênio dissolvido - OD (mg/l); [2] Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional); [3] Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l); [4] Fósforo total - FT (mg/l); [5] Nitrogênio Amoniacal - NH_4^+ - NA (mg/l); e [6] Nitrogênio Nitrato - NO_3^- - NN (mg/l); e um parâmetro microbiológico: [1] Coliformes termotolerantes - CT (UFC/100ml).

Esses parâmetros foram coletados da base de dados disponibilizada pela CETESB, nos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do estado de São Paulo (CETESB, 2018; CETESB, 2015; CETESB, 2012). Sendo selecionados três pontos amostrais na sub-bacia hidrográfica B1, seis pontos amostrais na sub-bacia hidrográfica B2 e quatro pontos amostrais para cada uma das outras duas sub-bacias hidrográficas (B3 e B4) (Tabela 3).

Tabela 3 - Pontos de amostrais

Sub-bacia hidrográfica	Pontos amostrais		Corpo hídrico	Latitude (S)	Longitude (O)
	Código CETESB	Código neste trabalho*			
B1	CRUM02050	B1-P1	Rio Corumbataí	22° 07' 45"	47° 40' 05"
	CRUM02080	B1-P2	Rio Corumbataí	22° 19' 29"	47° 33' 32"
	CRUM02100	B1-P3	Rio Corumbataí	22° 20' 49"	47° 34' 12"
B2	CPIV02030	B2-P1	Rio Capivari	23° 06' 54"	46° 51' 09"
	CPIV02060	B2-P2	Rio Capivari	23° 06' 06"	46° 55' 20"
	CPIV02100	B2-P3	Rio Capivari	23° 03' 49"	46° 59' 03"
	CPIV02130	B2-P4	Rio Capivari	23° 00' 22"	47° 06' 00"
	CPIV02160	B2-P5	Rio Capivari	22° 57' 18"	47° 14' 37"
	CPIV02200	B2-P6	Rio Capivari	22° 57' 34"	47° 17' 51"
B3	JUMI00100	B3-P1	Ribeirão Jundiá-Mirim	23° 07' 18"	46° 46' 15"
	JUMI00250	B3-P2	Ribeirão Jundiá-Mirim	23° 08' 47"	46° 48' 22"
	JUMI00500	B3-P3	Ribeirão Jundiá-Mirim	23° 08' 43"	46° 51' 04"
	JUMI00800	B3-P4	Ribeirão Jundiá-Mirim	23° 09' 30"	46° 54' 34"
B4	IRIS02100	B4-P1	Rio Pirai	23° 15' 43"	47° 03' 28"
	IRIS02200	B4-P2	Rio Pirai	23° 14' 52"	47° 04' 24"
	IRIS02250	B4-P3	Rio Pirai	23° 14' 48"	47° 05' 44"
	IRIS02400	B4-P4	Rio Pirai	23° 15' 44"	47° 07' 13"

* Os pontos amostrais foram recodificados, neste trabalho, para facilitar a discussão dos resultados, dando maior fluidez para o texto. Fonte: CETESB, 2018.

Os dados foram amostrados segundo os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e dá diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Destaca-se que dentre os parâmetros selecionados a temperatura da água, o pH, o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio, os

coliformes termotolerantes, o fósforo total, os sólidos totais e a turbidez são utilizados para calcular o Índice de Qualidade da Água (IQA), sendo esse o índice de qualidade da água mais utilizado no Brasil (CETESB, 2018; ANA, 2020).

Nesse trabalho, foram analisados tanto os dados do período de estiagem (abril, maio, junho, julho, agosto e setembro) quanto os do período chuvoso (janeiro, fevereiro, março, outubro, novembro e dezembro) coletados nos anos de 2011, 2014 e 2017, com o intuito de caracterizar a qualidade hídrica, antes, durante e após o período anômalo de estiagem que ocorreu no ano de 2014. Esses anos foram escolhidos, principalmente, devido a capacidade de obtenção de dados amostrais da qualidade hídrica, visto que, os pontos de amostragem da CETESB mantiveram atividade contínua nesse período.

Para esses anos foram compilados os dados de precipitação mensal, disponibilizados pela Sala de Situação PCJ, em seus boletins mensais e dos quais foi estimada a precipitação mensal média da UGRHI-5 (SALA DE SITUAÇÃO PCJ, 2020) e a precipitação anual média da série histórica de dados pluviométricos, compilada da rede brasileira de estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

A análise multitemporal da qualidade hídrica iniciou-se com a verificação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água de forma individual, considerando-se somente os dados secundários coletados dos pontos de amostragem expostos no APÊNDICE C.

Em seguida, foi atestada a normalidade dos dados por meio do teste de *Shapiro-Wilk* e aplicada uma análise de Correlação de *Pearson* para determinar a força e direção das relações entre os parâmetros de qualidade hídrica e diminuir o número de variáveis que foram utilizadas na análise multivariada da variância (MANOVA). Essa última, teve por objetivo atestar a significância estatística da variação ocorrida nos parâmetros de qualidade hídrica, coletados durante os anos de 2011, 2014 e 2017.

Por fim, foram aplicados modelos mistos, incluindo tanto as variáveis quantitativas de qualidade hídrica quanto a precipitação aferida e os anos analisados em único modelo. O propósito dessa análise foi o de revelar diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros de qualidade hídrica analisados, considerando os diferentes anos, sub-bacias hidrográficas e precipitações. Diferente da MANOVA, os modelos mistos possibilitaram uma análise muito mais profunda das variações estatisticamente significativas averiguadas, demonstrando em que variável ou conjunto de variáveis elas ocorreram. Todas as análises estatísticas (normalidade, correlação, MANOVA e modelos mistos) foram realizadas no *software* R versão 4.0.2 (22-06-2020).

6.2 Resultados e discussão

6.2.1 Pluviosidade e parâmetros físico, químicos e microbiológicos da água

Com a série histórica de dados pluviométricos dos anos de 2011, 2014 e 2017, compilada da rede brasileira de estações meteorológicas, mantida pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), observou-se que a precipitação média para esse período, apresentou três situações bastante distintas (Figura 8).

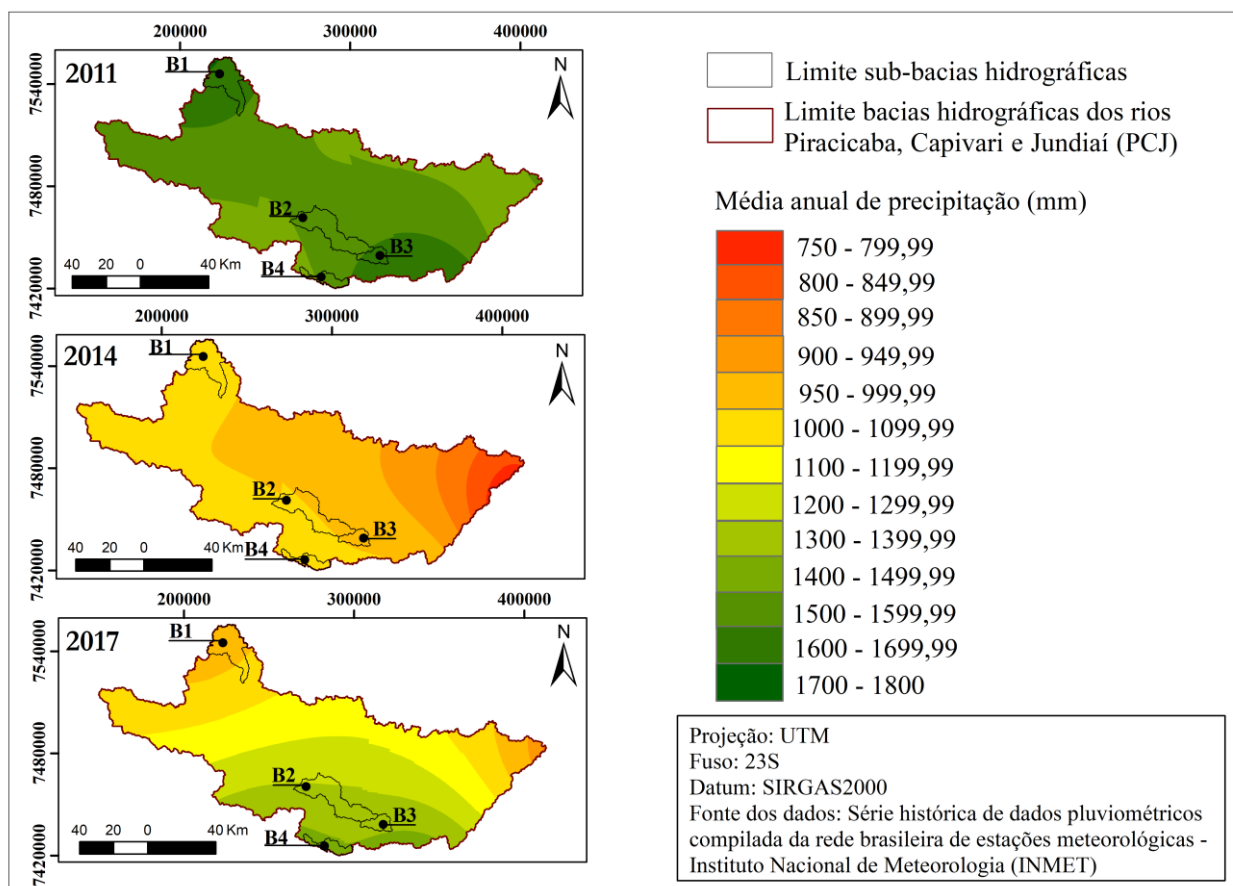


Figura 8 - Precipitações médias anuais

O ano de 2011 exibiu precipitações médias entre 1400mm e 1800mm, 2014 apontou chuvas entre 750mm e 1100mm e 2017 retratou médias entre 900mm e 1600mm, com evidente redução dos volumes médios de chuvas de 2011 para 2014 e seu aumento de 2014 para 2017. Excetuando-se na sub-bacia B1 em que a precipitação anual média de 2014 foi superior à de 2017.

Tendo em vista essa informação, por meio da observação dos valores coletados nos pontos de amostragem e dos padrões de referência adotados pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, utilizados na classificação de corpos hídricos de água doce, foram analisados os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água (Tabela 4).

A Resolução CONAMA nº 357 de 2005, estabelece cinco categorias de classificação dos corpos hídricos de águas doces:

- **Classe Especial:** águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
- **Classe 1:** ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas;
- **Classe 2:** ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca;
- **Classe 3:** ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais; e
- **Classe 4:** à navegação; e à harmonia paisagística.

Tabela 4 - Padrões de referência para classificação dos corpos hídricos de água doce

Parâmetros da água	Classe dos corpos hídricos de água doce				
	Classe Especial ³	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Tp (°C)	-	-	-	-	-
Tb (UNT)	-	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
CE (μS/cm) ¹	-	-	-	-	-
ST (mg/l)	-	< 500	< 500	< 500	-
OD (mg/l)	-	≥ 6	≥ 5	≥ 4	> 2
pH (adm.)	-	6 a 9	6 a 9	6 a 9	-
DBO (mg/l)	-	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-
FT (mg/l)	-	≤ 0,1	-	≤ 0,15	-
NA (mg/l)	-	3,7 para pH ≤ 7,5 2,0 para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 para pH > 8,5	-	13,3 para pH ≤ 7,5 5,6 para 7,5 < pH ≤ 8,0 2,2 para 8,0 < pH ≤ 8,5 1,0 para pH > 8,5	-
NN (mg/l)	-	≤ 10	-	≤ 10	-
CT (UFC/100ml) ²	-	< 200	< 1000	< 1000 e < 4000 ⁴	-

Fonte: Resolução CONAMA nº 357 de 2005

¹ De acordo com CETESB (2018), níveis de CE superiores a 100 μS/cm, indicam ambientes impactados

² *Escherichia coli* - Padrão de qualidade de acordo com limites estabelecidos na Decisão de Diretoria nº 363/2011/E de 07/12/2011, publicado no Diário Oficial Estado de São Paulo - Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I), edição nº 121 (233) do dia 13/12/2011, Páginas número 45 e 46. **Obs:** A partir de 2014 ao invés de coliformes termotolerantes começou-se a medir *Escherichia coli*

³ Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água

⁴ Não deverá ser excedido o limite de 1000 UFC/100ml para dessedentação de animais os demais usos não deverão exceder 4000 UFC/100ml

Assim, foi possível verificar os pontos de amostragem em que os parâmetros físicos, químicos e/ou microbiológicos da água mostraram-se em desacordo com os padrões normativos estabelecidos. Essa verificação foi realizada para os anos de 2011, 2014 e 2017, em cada uma das sub-bacias hidrográficas separadamente (Tabela 5).

Tabela 5 - Pontos de amostragem em desacordo com os padrões normativos de referência

Parâmetros da água	Sub-bacias hidrográficas	2011	2014	2017
Tb (UNT)	B1	P2 - P3	P3	P2 - P3
	B2	P2 - P3 - P4 - P5	P3 - P4	P2 - P3 - P4 - P5 - P6
	B3	P1 - P2 - P3 - P4	P1 - P2 - P3	P3
	B4	P3 - P4	P1 - P2 - P4	P4
CE (µS/cm)	B1			
	B2	P2 - P3 - P4 - P5 - P6	P1 - P2 - P3 - P4 - P5 - P6	P2 - P3 - P4 - P5 - P6
	B3		P1 - P2 - P3	P4
	B4	P2 - P3 - P4	P1 - P2 - P3 - P4	P2 - P3 - P4
ST (mg/l)	B1			
	B2			
	B3			
	B4		P2	
OD (mg/l)	B1	P1 - P2		P2 - P3
	B2	P3 - P4 - P5 - P6	P2 - P3 - P4 - P5 - P6	P3 - P4 - P5 - P6
	B3	P3 - P4	P2	
	B4	P1 - P2 - P3 - P4	P1 - P2 - P3 - P4	P2 - P3 - P4
DBO (mg/l)	B1			
	B2	P2 - P3 - P4 - P5 - P6	P1 - P2 - P3 - P4 - P5 - P6	P1 - P2 - P3 - P4 - P5 - P6
	B3	P3 - P4		P2 - P3
	B4	P1 - P2 - P3 - P4	P1 - P2 - P3 - P4	P2 - P3 - P4
FT (mg/l)	B1	P1 - P2	P2 - P3	P2 - P3
	B2	P1 - P2 - P3 - P4 - P6	P2 - P3 - P4 - P5 - P6	P2 - P3 - P4 - P5 - P6
	B3	P3 - P4		
	B4	P1 - P2 - P3 - P4	P1 - P2 - P3 - P4	P2 - P3 - P4
NA (mg/l)	B1			
	B2	P3 - P4 - P5 - P6	P3 - P4 - P5 - P6	P3 - P5 - P6
	B3			
	B4	P3 - P4	P2 - P3 - P4	P2 - P3 - P4
CT (UFC/100ml)	B1	P1 - P2 - P3	P1 - P2 - P3	P1 - P2 - P3
	B2	P1 - P2 - P3 - P4 - P5 - P6	P1 - P2 - P3 - P4 - P5 - P6	P1 - P2 - P3 - P4 - P5 - P6
	B3	P1 - P2 - P3 - P4	P1 - P2 - P3	P1 - P2 - P3
	B4	P1 - P2 - P3 - P4	P1 - P2 - P3 - P4	P1 - P2 - P3 - P4

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

De acordo com a Tabela 5, o ano de 2014 foi um dos anos que apresentou maior quantidade de pontos de amostragem com algum dos parâmetros em desacordo com os padrões normativos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, ao todo foram 77 pontos nessa situação. Em 2011, foram 79 pontos e em 2017 foram 69 pontos, porém, ressalta-se que na sub-bacia hidrográfica B1 o ano de 2014 não foi o pior ano de estiagem segundo os dados do INMET, o que pode ter influenciado nas variações encontradas.

Dos 77 pontos desconformes de 2014, apenas 6 eram correspondentes a sub-bacia hidrográfica B1. Dos 79 pontos de 2011 e dos 69 pontos de 2017, 18 e 9 eram da sub-bacia B1, em cada um destes anos respectivamente. Além disso, a tabela mostra que os parâmetros pH, temperatura da água (Tp) e nitrogênio nitrato (NN), foram os únicos que não exibiram amostragens fora dos padrões normativos estabelecidos.

O potencial hidrogeniônico (pH) é uma escala logarítmica que mede o grau de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (CETESB, 2018). Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, este é um importante parâmetro para estudos no campo do saneamento ambiental (CETESB, 2018). Afetando o metabolismo de várias espécies aquáticas as alterações em seu valor podem aumentar o efeito de substâncias químicas que são tóxicas para os organismos aquáticos (ex.: metais pesados) (CETESB, 2018).

Além disso, os padrões de qualidade hídrica estabelecidos para as concentrações de Nitrogênio Amoniacal (NA), dependem dos valores de pH encontrados na amostra (BRASIL, 2005). Deve-se ressaltar, portanto, que o pH é um parâmetro que deve ser avaliado em conjunto com outros parâmetros e fatores, pois, para todas as classes de qualidade das águas o seu valor ideal é o mesmo (entre 6 e 9) (BRASIL, 2005).

Dessa forma, como a variação encontrada no pH pode ser muito sutil não foi possível com base na avaliação das amostras selecionadas verificar mudanças de valor que estivessem fora dos padrões normativos.

Algo parecido ocorreu com a Temperatura da água (Tp) que mede as variações de temperatura da água, que fazem parte do regime climático normal, essas mudanças ocorrem de maneira natural, porém, também podem ser provocadas pela ação humana, com o despejo de efluentes de indústrias e usinas termoelétricas, por exemplo. Tais alterações, são capazes de gerar impactos significativos nos corpos d'água, influenciando uma série de variáveis físico-químicas e o crescimento e reprodução dos organismos aquáticos, tornando-se relevante indicador da manutenção do equilíbrio natural destes ecossistemas (CETESB, 2018).

Entretanto, os documentos normativos não são claros quanto a um padrão de referência, visto que a temperatura é um parâmetro de variação ampla que depende naturalmente da região, da época do ano e de outros processos para ocorrer. Desde que o dado não seja extremamente atípico é difícil perceber as variações apenas considerando-se o parâmetro individualmente. O ideal é analisar todo um conjunto de fatores que são responsáveis por possíveis variações nessa temperatura.

Além disso, o Nitrogênio nitrato (NN) não apresentou valores em desacordo com os padrões estabelecidos. O NN é a medida para a quantidade de nitrato contido na água e é um importante elemento a ser monitorado, pois, os nitratos são tóxicos aos seres humanos, além disso, podem causar o crescimento intenso de algas e levar a eutrofização trazendo prejuízo aos múltiplos usos das águas (CETESB, 2018).

Todos os demais parâmetros analisados tiveram alguma dentre as amostragens com valores inadequados aos padrões normativos exigidos, ou ainda, dados que caracterizaram as águas em classes inferiores de qualidade, passando de Classe 1 para Classe 3, por exemplo.

O parâmetro oxigênio dissolvido (OD) que mede a concentração de oxigênio (O₂) contido na água e é um parâmetro vital para preservação da vida aquática, por ser utilizado no processo de respiração de vários organismos (CETESB, 2018), teve valores inferiores a 6,0 mg/l no ponto P1 (maio) e P2 (janeiro) da sub-bacia hidrográfica B1 no ano de 2011 (Tabela 6).

Tabela 6 - Valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B1

		Oxigênio Dissolvido (OD)					
B1	Anos	Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
P1	2011	6,9	7,2	5,9	7,6	7,3	7,6
	2014	7,7	7,6	8,5	8,8	8,3	7,6
	2017	7,8	7,9	8,6	9,3	8,9	8,2
P2	2011	5,90	6,50	7,10	7,50	7,30	6,30
	2014	6,90	7,20	8,30	9,00	7,90	6,80
	2017	6,90	3,60	8,10	8,80	8,00	7,30
P3	2011	6,00	6,70	7,30	7,70	7,00	6,40
	2014	7,00	7,20	8,30	8,90	7,80	6,60
	2017	7,00	5,80	8,30	9,10	8,20	7,70

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Em 2014, todos os pontos da sub-bacia mantiveram-se dentro dos valores padrão, com nova diminuição em 2017, no ponto P2 (março) e P3 (março) apresentando 3,6 mg/l e 5,8 mg/l, respectivamente. Em 2017, os valores de OD foram os mais baixos dentre os analisados ficando abaixo do referencial mínimo estabelecido para águas de Classe 3 em uma das amostragens selecionadas (Tabela 6). Nesse sentido, é interessante ressaltar que a sub-bacia hidrográfica B1 foi a sub-bacia que exibiu medidas de precipitação média anual menores no ano de 2017 que no ano de 2014.

Na sub-bacia B2 o OD foi inadequado em quase todos os pontos de amostragem. Em 2011, a inadequação ocorreu nos pontos P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 3 mg/l e a 2 mg/l), P4 (em fevereiro, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 6 mg/l e 5 mg/l), P5 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 4 mg/l e a 2 mg/l) e P6 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 5 mg/l, a 4 mg/l e a 2 mg/l) (Tabela 7).

Em 2014, nos pontos P2 (em agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 6 mg/l e a 5 mg/l), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 2 mg/l), P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 5 mg/l, a 4 mg/l e a 2 mg/l), P5 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com a maioria

dos valores inferiores a 2 mg/l) e P6 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com a maioria dos valores inferiores a 2 mg/l) (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2

		Oxigênio dissolvido (OD)					
B2	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
	2011	6,40	8,50	8,50	8,20	8,50	6,60
P2	2014	6,20	6,80	7,80	4,00	5,80	5,50
	2017	6,90	6,00	8,00	7,90	7,30	6,80
P3	2011	2,10	1,30	2,30	< 0,4	1,00	0,50
	2014	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
	2017	5,80	4,70	5,20	1,30	2,20	2,10
P4	2011	4,50	6,70	6,20	5,90	5,40	5,90
	2014	3,50	4,30	3,90	4,90	1,00	4,70
	2017	7,10	5,50	7,80	5,50	5,70	5,30
P5	2011	3,40	3,50	1,10	< 0,4	0,60	3,00
	2014	1,40	0,80	< 0,4	< 0,4	5,40	1,40
	2017	5,40	3,90	3,90	2,70	4,10	3,20
P6	2011	3,30	2,30	4,00	1,00	0,40	1,80
	2014	5,30	< 0,4	0,80	1,20	3,80	1,30
	2017	4,00	3,20	4,10	2,90	3,40	4,10

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

E em 2017 nos pontos P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com a maioria dos valores inferiores a 6 mg/l e a 4 mg/l), P4 (em abril, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 6 mg/l), P5 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com a maioria dos valores inferiores a 4 mg/l) e P6 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 6 mg/l e a 4 mg/l) novamente (Tabela 7).

Percebeu-se com essa breve avaliação que salvas as exceções, os valores medidos para o ano de 2014 foram os mais baixos entre todos os pontos citados, constatando uma piora da qualidade hídrica especificamente neste ano, o que corrobora com o contexto de estiagem apresentado pela carta de precipitações médias anuais, exibida anteriormente.

Na sub-bacia hidrográfica B3, o OD mostrou-se em desacordo com os padrões somente em 2011 e 2014 nos pontos P3 e P4 e P2 (para todos em fevereiro com valor inferior a 6 mg/l), respectivamente. Sendo os valores mais baixos, novamente, aqueles amostrados para 2014 (Tabela 8).

Tabela 8 - Valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3

Oxigênio dissolvido (OD)							
B3	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P2	2011	6,90	7,80	7,90	7,30	6,50	7,90
	2014	5,20	6,80	7,70	7,20	3,90	4,90
	2017	7,40	7,70	8,40	8,20	6,80	7,00
P3	2011	5,60	8,50	8,10	7,90	7,10	6,90
	2014	7,10	6,90	6,10	7,80	7,60	7,10
	2017	7,10	7,00	8,00	8,20	7,40	6,60
P4	2011	5,40	7,90	8,00	8,30	6,90	7,80
	2014	6,60	7,20	8,20	9,80	8,10	7,80
	2017	10,80	8,00	10,40	9,80	5,00	8,80

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B4, estes pontos foram P1 (em fevereiro, outubro e dezembro, com valores inferiores a 6 mg/l e a 4 mg/l), P2 (em fevereiro, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 6 mg/l), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com a maioria dos valores inferiores 4 mg/l) e P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores 5 mg/l, a 4 mg/l e a 2 mg/l), no ano de 2011 (Tabela 9).

Tabela 9 - Valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4

Oxigênio dissolvido (OD)							
B4	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	3	6,1	7,7	6,7	5	4,7
	2014	3,4	4,9	6,1	6	6,3	< 0,4
	2017	6,4	6	8	8,3	6,8	6,1
P2	2011	5,40	7,20	6,10	5,00	5,20	5,30
	2014	4,00	7,00	5,50	3,50	1,30	0,50
	2017	4,90	5,30	7,60	4,40	6,40	6,20
P3	2011	4,60	5,00	2,60	1,80	2,70	3,50
	2014	1,40	4,90	0,60	1,20	1,90	0,50
	2017	6,00	4,30	5,00	5,00	3,80	4,80
P4	2011	4,90	4,80	4,40	2,70	1,90	4,40
	2014	2,80	4,70	2,20	1,60	2,10	2,50
	2017	5,70	4,50	5,90	5,20	4,90	4,00

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Em 2014, os pontos P1 (em fevereiro, abril, e dezembro, com valores inferiores 5 mg/l, a 4 mg/l e a 2 mg/l), P2 (em fevereiro, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores 6 mg/l, a 5 mg/l, a 4 mg/l e a 2 mg/l), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 5 mg/l e a 2 mg/l) e P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 5 mg/l, a 4 mg/l e a 2 mg/l) mostraram-se em desacordo (Tabela 9).

E em 2017, foram os pontos P2 (em fevereiro, abril e agosto com valores inferiores a 5 mg/l e a 5 mg/l), P3 (em abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 6 mg/l,

a 5 mg/l e a 4 mg/l) e P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores inferiores a 6 mg/l e a 5 mg/l) (Tabela 9).

Repetiu-se mais uma vez uma diminuição mais acentuada nos valores correspondentes ao ano de 2014 e um aumento em 2017. Apesar de não ter sido possível o retorno de valores em concordância com os padrões normativos esperados, em 2017 a maioria das amostragens foi superior a 5 mg/l e 4 mg/l, enquadrando-se em águas de Classe 2 ou 3, em 2014 vários valores foram menores que 2 mg/l estando abaixo dos limites para águas de Classe 4.

Os coliformes termotolerantes (CT) são micro-organismos do grupo coliforme, representados principalmente pela *Escherichia coli* (única bactéria de origem exclusivamente fecal) que está presente nas fezes humanas, de mamíferos e pássaros e é raramente encontrada em água que não tenha recebido contaminação fecal, sendo um indicador do despejo de efluentes e de contaminação da água (CETESB, 2011; CETESB, 2018).

Na sub-bacia hidrográfica B1, os pontos em desacordo com as normativas foram P1, P2 e P3 nos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro do ano de 2011. O ponto P1 em março, maio, setembro e novembro de 2014 e janeiro, março, setembro e novembro de 2017, os pontos P2 e P3 dos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro de 2014 e 2017, com valores superiores a 200 UFC/100ml, 1000 UFC/100ml e 4000 UFC/100ml (Tabela 10). Ao contrário do ocorrido com o oxigênio dissolvido nos valores de CT não resplandeceram uma conexão entre as medições e a pluviosidade medida nos anos correspondentes.

Tabela 10 - Valores de coliformes termotolerantes em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B1

Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)							
B1	Anos	Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
P1	2011	420	740	360	240	225	500
	2014	196	292	680	128	268	380
	2017	296	580	92	92	220	900
P2	2011	5200	3100	17000	1500	1900	2800
	2014	3700	5000	4500	2300	960	2000
	2017	11000	15000	1300	1600	1300	4900
P3	2011	2400	2600	12000	1400	760	2400
	2014	4600	4100	2100	550	1400	930
	2017	2600	21000	1900	1200	850	3400

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B2, os pontos em desconformidade com as normativas foram P1, P2, P3, P4, P5 e P6, nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro do ano de 2011, 2014 e 2017, com valores superiores a 1000 UFC/100ml e 4000 UFC/100ml (Tabela 11).

Tabela 11 - Valores de coliformes termotolerantes em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2

Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)							
B2	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	7000	26000	9600	16000	9400	6200
	2014	79000	380000	2700	2700	13000	24000
	2017	44000	16000	13000	350000	110000	32000
P2	2011	10000	14000	11000	16000	12000	43000
	2014	6000	8400	4500	4400	2900	12000
	2017	18000	3700	1600	5900	7500	6000
P3	2011	3600000	6400000	3300000	2600000	5900000	17000000
	2014	7900000	4300000	2000000	1000000	3600000	6000000
	2017	310000	62000	62000	28000	59000	1800000
P4	2011	6200	4200	201	25000	10000	3500
	2014	1400	7800	6800	110000	23000	1300
	2017	21000	21000	1200	25000	1800	367
P5	2011	62000	290000	100	1000000	1200000	87000
	2014	1600000	820000	740000	1000000	68000	200000
	2017	120000	26000	38000	74000	10000	20000
P6	2011	4800	68000	1300	310000	550000	23000
	2014	85000	430000	520000	200000	5400	21000
	2017	58000	21000	20000	4200	2100	6000

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B3, os pontos em inconformidade com as normativas foram P1 e P3 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro do ano de 2011, 2014 e 2017, com valores superiores a 200 UFC/100ml, 1000 UFC/100ml e 4000 UFC/100ml; P2 nos meses de fevereiro, abril, agosto, outubro e dezembro de 2011 e 2014 e fevereiro e abril de 2017, com valores superiores a 200 UFC/100ml, 1000 UFC/100ml; e P4 nos meses de fevereiro e dezembro de 2011, com valores superiores a 200 UFC/100ml (Tabela 12).

Tabela 12 - Valores de coliformes termotolerantes em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3

Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)							
B3	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	7200	3200	39000	231	1400	820
	2014	1300	1900	420	2100	1800	310
	2017	6300	12000	24000	3100	320	100000
P2	2011	1300	310	165	4000	520	425
	2014	640	230	172	1900	2000	300
	2017	288	370	55	98	88	192
P3	2011	22000	2600	60000	62000	3100	21000
	2014	2000	7300	2000	680	1400	1200
	2017	4000	1000	11000	4300	1400	3100
P4	2011	430	104	86	20	116	204
	2014	4	12	29	13	9	13
	2017	10	11	2	1	< 1	34

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B4, os pontos em inconformidade com as normativas foram P1, P2, P3 e P4 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro do ano de 2011, com

valores superiores a 200 UFC/100ml, 1000 UFC/100ml e 4000 UFC/100ml; P1 nos meses de fevereiro, junho, outubro e dezembro de 2014 e nos meses de fevereiro, abril, junho e outubro de 2017, com valores superiores a 200 UFC/100ml, 1000 UFC/100ml e 4000 UFC/100ml; P2 nos meses de fevereiro, abril, outubro e dezembro de 2014 e fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2017 com valores superiores a 1000 UFC/100ml e 4000 UFC/100ml; P3 nos meses de fevereiro, junho, agosto, outubro e dezembro de 2014 e nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2017 com valores superiores a 200 UFC/100ml, 1000 UFC/100ml e 4000 UFC/100ml; e P4 nos meses de fevereiro, abril, junho, outubro e dezembro de 2014 e nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro 2017 com valores superiores a 200 UFC/100ml, 1000 UFC/100ml e 4000 UFC/100ml (Tabela 13).

Tabela 13 - Valores de coliformes termotolerantes em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4

Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)							
B4	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
	2011	13000	3300	440	6200	980	440
P1	2014	308	176	230	86	100000	80000
	2017	610	3400	280	136	330	112
	2011	8200	1900	170000	160000	94000	5000
P2	2014	1400	840	200	36	520	54000000
	2017	22000	200000	5200	10000	310000	700
	2011	2300	980	270000	26000	9800	6600
P3	2014	4400	128	560	256	13000	74000
	2017	210000	620	400	324	25000	800
	2011	2900	2700	400	1100	2000	4700
P4	2014	2300	800	520	155	51000	46000
	2017	11000	2000	2800	840	920	1300

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é dada pela quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água, através da decomposição microbiana aeróbia (CETESB, 2018). Valores altos de DBO geralmente são provocados por lançamentos de cargas orgânicas de esgotos domésticos e causam uma diminuição dos valores de OD na água, o que pode provocar a mortandade de peixes e eliminação de outros organismos aquáticos (CETESB, 2018).

As discordâncias encontradas nas amostragens de DBO ocorreram apenas nas sub-bacias hidrográficas B2, B3 e B4. Em 2011, os pontos P2 (em fevereiro e abril com valores superiores a 3 mg/l), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 10 mg/l), P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores iguais ou superiores a 5 mg/l e a 10 mg/l), P5 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores iguais ou superiores a 5 mg/l e a 10 mg/l) e P6 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e

dezembro com valores superiores a 5 mg/l e a 10 mg/l) da sub-bacia B2 estavam entre essas amostragens (Tabela 14).

Para essa sub-bacia, em 2014 e em 2017 esses pontos foram P1 (em agosto e em fevereiro, respectivamente, com amostragens de 4 mg/l e 13 mg/l), P2 (em agosto, outubro e dezembro, com valores de 10 mg/l, 7 mg/l e 4 mg/l e em fevereiro, com 5 mg/l respectivamente), P3 (em fevereiro, abril, junho agosto, outubro e dezembro, com amostragens superiores a 10 mg/l e iguais ou superiores a 5 mg/l e a 10 mg/l, respectivamente), P4 (em fevereiro, abril, junho agosto, outubro e dezembro, com amostragens superiores a 5 mg/l e a 10 mg/l e iguais ou superiores a 5 mg/l, respectivamente), P5 (em fevereiro, abril, junho agosto, outubro e dezembro, com amostragens superiores a 10 mg/l e superiores a 5 mg/l e igual a 10 mg/l, respectivamente) e P6 (em fevereiro, abril, junho agosto, outubro e dezembro, com amostragens superiores a 5 mg/l e a 10 mg/l e iguais ou superiores a 5 mg/l, respectivamente). Notou-se novamente, que a maioria dos valores mais altos ocorreu no ano de 2014 com diminuição no ano de 2017 (Tabela 14).

Tabela 14 - Valores de demanda bioquímica de oxigênio em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2

Demanda bioquímica de oxigênio (mg/l)							
B2	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	< 2	3	< 2	2	2	< 2
	2014	< 2	< 2	2	13	3	3
	2017	4	3	< 2	2	3	3
P2	2011	4,00	5,00	< 2	< 2	< 2	< 2
	2014	< 2	< 2	2,00	10,00	7,00	4,00
	2017	5,00	< 2	2,00	2,00	3,00	3,00
P3	2011	17	41	67	56	102	35
	2014	38	55	92	118	96	62
	2017	9	5	9	12	10	21
P4	2011	5	9	8	13	10	5
	2014	9	8	9	35	16	7
	2017	5	6	4	6	5	8
P5	2011	5	10	16	30	48	8
	2014	26	22	36	40	17	18
	2017	9	6	7	10	8	9
P6	2011	9	11	8	13	42	6
	2014	15	19	21	24	12	6
	2017	8	6	6	6	7	5

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B3, os pontos foram P3 (em fevereiro, outubro e dezembro com amostragens superiores a 5 mg/l) e P4 (em dezembro, com amostragem superior a 10 mg/l) em 2011 e P2 (em abril, com amostragem superior a 4 mg/l) e P3 (em fevereiro e abril com amostragens igual ou superior a 5 mg/l) em 2017 (Tabela 15).

Tabela 15 - Valores de demanda bioquímica de oxigênio em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3

Demanda bioquímica de oxigênio (mg/l)							
B3	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P2	2011	< 2	< 2	< 2	< 2	2,00	< 2
	2014	2,00	< 2	< 2	< 2	3,00	< 2
	2017	2,00	4,00	< 2	< 2	< 2	< 2
P3	2011	8	2	< 2	2	4	6
	2014	< 2	3	< 2	< 2	< 2	< 2
	2017	5	8	< 2	< 2	2	2
P4	2011	< 2	< 2	< 2	< 2	3	< 16
	2014	3	< 2	< 2	< 2	3	< 2
	2017	< 2	2	< 2	< 2	< 2	< 2

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia B4, foram os pontos P1 (em fevereiro, com amostragem superior a 3 mg/l e em fevereiro, outubro e dezembro, com amostragens superiores a 5 mg/l e a 10 mg/l, respectivamente), P2 (em abril, junho, agosto e outubro, com amostragens superiores a 3 mg/l, 5 mg/l e 10 mg/l e em fevereiro, abril, junho, outubro e dezembro, com amostragens superiores a 10 mg/l, respectivamente), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com amostragens superiores a 5 mg/l e iguais ou superiores a 10 mg/l e superiores a 10 mg/l, respectivamente) e P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com amostragens superiores a 5 mg/l e a 10 mg/l) nos anos de 2011 e 2014 e P2 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com amostragens igual ou superior a 3 mg/l a 5 mg/l e a 10 mg/l), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com amostragens igual ou superior a 5 mg/l e a 10 mg/l) e P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com amostragens superiores a 3 mg/l e igual ou superior a 5 mg/l), em 2017 (Tabela 16).

Tabela 16 - Valores de demanda bioquímica de oxigênio em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4

Demanda bioquímica de oxigênio (mg/l)							
B4	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	4	< 2	< 2	< 2	2	< 2
	2014	9	< 2	< 2	2	6	50
	2017	3	< 2	< 2	2	< 2	< 2
P2	2011	2,00	4,00	74,00	7,00	< 16	3,00
	2014	14,00	14,00	28,00	3,00	23,00	151,00
	2017	5,00	12,00	3,00	10,00	17,00	4,00
P3	2011	10	9	26	13	9	6
	2014	41	11	32	32	20	40
	2017	8	5	6	6	10	10
P4	2011	6	11	6	9	36	11
	2014	14	8	18	8	13	38
	2017	7	5	6	4	6	9

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

O Fósforo Total (FT) concentração de fósforo (P) contido na água, constitui um dos principais nutrientes para os processos biológicos, portanto, torna-se parâmetro em programas de caracterização de efluentes industriais que se pretende tratar por processo biológico (CETESB, 2018). Além disso, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais, conduz a processos de eutrofização das águas naturais (CETESB, 2018).

Nas amostragens selecionadas para esse trabalho, o FT mostrou inconformidades nos valores medidos na sub-bacia hidrográfica B1, nos pontos P1 (em março e setembro, com valores superiores a 0,15 mg/l) e P2 (em março e maio, com valores superiores a 0,15 mg/l) em 2011. E nos pontos P2 (respectivamente em janeiro com amostragem de 0,41 mg/l e em março, com 0,2 mg/l) e P3 (respectivamente em janeiro com amostragem de 0,14 mg/l e em março, com 0,2 mg/l) em 2014 e 2017 (Tabela 17).

Tabela 17 - Valores de fósforo total em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B1

		Fósforo total (mg/l)					
B1	FT	Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
P1	2011	< 0,02	0,500	< 0,02	0,013	0,629	0,009
	2014	0,040	0,030	< 0,02	< 0,02	0,020	< 0,02
	2017	< 0,02	0,030	0,020	< 0,02	< 0,02	0,020
P2	2011	0,050	0,200	0,700	0,033	0,094	0,029
	2014	0,41	0,050	0,030	0,040	0,040	0,060
	2017	0,040	0,200	0,090	0,020	0,040	0,100
P3	2011	0,100	0,100	< 0,02	0,039	< 0,007	0,026
	2014	0,140	0,050	0,030	0,030	0,040	0,060
	2017	0,040	0,200	0,080	0,020	0,040	0,100

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B2, nos pontos P1 (em abril e junho com valores superiores a 0,15 mg/l), P2 (em abril com valor de 0,2 mg/l), P3 (em abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l), P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l) e P6 (em fevereiro, abril, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l) em 2011 (Tabela 18).

Nos pontos P2 (respectivamente, em outubro com valor de 0,2 mg/l e em fevereiro com valor 0,2 mg/l), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valor superior a 0,15 mg/l), P4 (respectivamente, em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valor superior a 0,15 mg/l e em fevereiro, abril, agosto, outubro e dezembro com valor superior a 0,15 mg/l), P5 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valor superior a 0,15 mg/l) e P6 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valor superior a 0,15 mg/l) em 2014 e 2017. Ressaltando que os valores apresentados em 2014 foram, de forma geral, superiores do que em 2017 e 2011 (Tabela 18).

Tabela 18 - Valores de fósforo total em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2

		Fósforo total (mg/l)					
B2	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	0,030	0,400	2,000	0,048	0,037	0,033
	2014	0,030	0,030	0,040	0,100	0,100	0,050
	2017	0,050	0,040	< 0,02	0,050	0,040	0,050
P2	2011	< 0,02	0,200	< 0,02	0,027	0,030	0,029
	2014	0,060	0,060	0,070	0,100	0,200	0,070
	2017	0,200	0,060	0,060	0,070	0,060	0,060
P3	2011	0,080	0,700	0,800	0,708	1,580	0,525
	2014	2,000	2,000	2,000	2,000	4,000	1,000
	2017	0,500	0,400	0,800	1,000	0,600	1,000
P4	2011	0,200	0,200	0,300	0,243	0,843	0,148
	2014	0,500	0,400	0,400	2,000	1,000	0,300
	2017	0,200	0,200	0,100	0,600	0,200	0,300
P5	2011	26,0	23,5	19,0	22,0	25,0	26,0
	2014	2,000	2,000	3,000	2,000	3,000	1,000
	2017	0,500	0,700	0,900	2,000	0,700	0,600
P6	2011	0,500	0,500	0,020	0,775	3,190	0,374
	2014	2,000	3,000	3,000	3,000	2,000	0,700
	2017	0,500	0,600	0,700	1,000	0,600	0,300

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B3 a inconformidade ocorreu nos pontos P3 (em abril e dezembro com valor superior a 0,15 mg/l) e P4 (em abril com valor de 0,3 mg/l), em 2011 (Tabela 19).

Tabela 19 - Valores de fósforo total em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3

		Fósforo total (mg/l)					
B3	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P3	2011	0,100	0,200	0,050	0,046	0,061	0,572
	2014	0,100	0,100	0,080	0,090	0,080	0,070
	2017	< 0,02	0,040	0,020	< 0,02	0,100	< 0,02
P4	2011	0,100	0,300	0,070	< 0,007	0,012	0,009
	2014	0,020	< 0,02	0,030	< 0,02	< 0,02	< 0,02
	2017	< 0,02	0,020	< 0,02	< 0,02	0,020	< 0,02

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B4, nos pontos P1 (respectivamente, em fevereiro, abril e junho com valores superiores a 0,15 mg/l e em outubro com valor de 0,3 mg/l), P2 (respectivamente, em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l e em fevereiro, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l) e P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l) em 2011 e 2014. Nos pontos P2 (em fevereiro, abril, junho, agosto e outubro com valores superiores a 0,15 mg/l), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l) e

P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro com valores superiores a 0,15 mg/l) em 2017 (Tabela 20).

Tabela 20 - Valores de fósforo total em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4

		Fósforo total (mg/l)					
B4	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	0,300	0,300	0,900	0,017	0,028	0,014
	2014	0,040	0,020	< 0,02	0,040	0,300	0,070
	2017	0,030	0,070	< 0,02	0,020	0,040	0,050
P2	2011	0,200	0,400	0,200	0,658	0,215	0,130
	2014	0,200	0,100	0,080	0,400	0,900	2,000
	2017	0,100	0,400	0,300	0,200	0,600	0,080
P3	2011	0,200	0,300	0,300	0,730	0,892	0,168
	2014	3,000	0,200	2,000	1,000	2,000	0,600
	2017	0,300	0,200	0,500	0,200	0,300	0,800
P4	2011	0,400	0,300	0,200	0,946	1,180	0,203
	2014	0,800	0,700	2,000	2,000	1,000	1,000
	2017	0,300	0,400	0,600	0,300	0,500	0,900

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

A Turbidez (Tb) é grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessar a água. Seu aumento afeta a preservação de organismos aquáticos, o uso industrial da água e as atividades de recreação nos corpos hídricos, fazendo com que uma maior quantidade de produtos químicos seja utilizada nas estações de tratamento de água, elevando seu custo para abastecimento (CETESB, 2018).

Nas amostragens selecionadas houve inconformidade nas medidas de Tb correspondentes a todas as sub-bacias hidrográficas. Na sub-bacia hidrográfica B1, os pontos em desacordo amostrados foram P2 (em janeiro, março e novembro com valores superiores a 40 UNT) e P3 (em janeiro, março, maio e novembro com valores superiores a 40 UNT) em 2011. O ponto P3 (em janeiro e novembro com valores superiores a 40 UNT) em 2014 e novamente, P2 (em março e novembro com valores acima de 40 UNT e 100 UNT) e P3 (em março e novembro com valores acima de 40 UNT e 100 UNT) em 2017. Observou-se que os valores de 2017 estavam, de maneira geral, entre os mais elevados (Tabela 21).

Tabela 21 - Valores de turbidez em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B1

		Turbidez (UNT)					
B1	Tb	Jan	Mar	Maio	Jul	Set	Nov
P2	2011	99,40	59,30	24,20	17,70	20,70	45,40
	2014	59,4	30,70	11,40	14,50	13,60	28,10
	2017	32,0	390,0	20,0	17,0	16,0	60,0
P3	2011	74,50	65,10	41,60	18,00	19,60	44,30
	2014	69,1	34,1	13,6	10,1	13,3	59,6
	2017	37,0	350,0	26,0	18,0	17,0	70,0

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B2, esses pontos foram P2 (em fevereiro e abril), P3 (em junho, outubro e dezembro), P4 (em fevereiro e dezembro) e P5 (dezembro) com valores superiores a 40 UNT, em 2011. O ponto P3 (em junho, agosto, outubro e dezembro) e P4 (em agosto e dezembro), com valores superiores a 40 UNT, em 2014. E os pontos P2 (fevereiro), P3 (em fevereiro, abril e junho), P4 (fevereiro), P5 (fevereiro) e P6 (fevereiro), com a maioria dos valores superiores a 100 UNT, em 2017 (Tabela 22).

Tabela 22 - Valores de turbidez em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2

		Turbidez (UNT)					
B2	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P2	2011	46,00	43,00	11,00	9,00	16,00	38,00
	2014	13,00	11,00	5,00	5,00	5,00	23,00
	2017	163,00	19,00	13,00	8,00	16,00	16,00
P3	2011	39,00	27,00	50,00	23,00	45,00	60,00
	2014	31,00	30,00	50,00	43,00	54,00	48,00
	2017	343,00	49,00	140,00	10,00	21,00	18,00
P4	2011	49,00	32,00	20,00	15,00	11,00	63,00
	2014	29	17	12	61	17	41
	2017	214,00	35,00	15,00	15,00	22,00	26,00
P5	2011	30,00	37,00	18,00	18,00	30,00	49,00
	2014	19,00	16,00	20,00	20,00	10,00	18,00
	2017	184,00	18,00	12,00	9,00	13,00	17,00
P6	2011	39,00	39,00	12,00	17,00	23,00	59,00
	2014	14,00	21,00	14,00	12,00	7,00	38,00
	2017	234,00	29,00	17,00	9,00	22,00	24,00

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B3 os pontos em desacordo foram o P1 (outubro), P2 (dezembro), P3 (outubro) e P4 (em outubro e dezembro), com valores superiores a 40 UNT e a 100 UNT, em 2011. Os pontos P1 (em fevereiro, abril, agosto, outubro e dezembro), P2 (em agosto e dezembro) e P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro), com valores superiores a 40 UNT e a 100 UNT, em 2014. E o ponto P3 (outubro), com valor de 85 UNT, em 2017 (Tabela 23). O ano de 2014 foi o ano com maior número de desconformidades.

Tabela 23 - Valores de turbidez em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3

		Turbidez (UNT)					
B3	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	11,00	9,00	9,00	31,00	92,00	18,0
	2014	45,0	56,0	40,00	51,00	43,00	62,0
	2017	12,0	9,0	7,00	12,00	38,00	7,0
P2	2011	23,00	19,00	16,00	9,00	32,00	69,00
	2014	36,00	31,00	14,00	46,00	38,00	47,00
	2017	26,00	15,00	9,00	16,00	9,00	13,00
P3	2011	26,00	22,00	12,00	20,00	121,00	39,00
	2014	89,00	108,00	68,00	91,00	89,00	125,00
	2017	29,00	14,00	11,00	13,00	85,00	10,00
P4	2011	40,00	6,00	11,00	7,00	320,00	50,00
	2014	13,00	11,00	6,00	6,00	4,00	7,00
	2017	9,00	2,00	3,00	2,00	17,00	5,00

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B4, os pontos foram P3 (em fevereiro e outubro) e P4 (em fevereiro e outubro), com medidas superiores a 40 UNT, em 2011. Os pontos P1 (em outubro e dezembro), P2 (em fevereiro e dezembro) e P4 (em outubro), com valores superiores a 40 UNT e 100 UNT, em 2014. E o ponto P4 (fevereiro) com valor de 79 UNT, em 2017 (Tabela 24).

Tabela 24 - Valores de turbidez em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4

		Turbidez (UNT)					
B4	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
	2011	8,0	6,0	4,00	4,00	6,00	6,0
P1	2014	7,0	5,0	3,00	5,00	47,00	125,0
	2017	9,00	6,00	5,00	6,00	6,00	6,00
P2	2011	11,00	10,00	40,00	13,00	13,00	12,00
	2014	73,00	21,00	11,00	12,00	39,00	105,00
	2017	15,00	10,00	10,00	7,00	15,00	5,00
P3	2011	46,00	36,00	14,00	15,00	41,00	17,00
	2014	23,00	20,00	15,00	20,00	40,00	23,00
	2017	37,00	12,00	12,00	10,00	15,00	8,00
P4	2011	48,00	38,00	25,00	25,00	66,00	38,00
	2014	24,00	21,00	10,00	12,00	43,00	25,00
	2017	79,00	23,00	17,00	11,00	24,00	14,00

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

A Condutividade elétrica (CE) expressão numérica da capacidade de uma água conduzir corrente elétrica, representa de forma indireta a concentração de poluentes, além de fornecer uma boa indicação das modificações na composição de uma água (CETESB, 2018).

Na sub-bacia hidrográfica B2, a CE exibiu valores em desacordo com as normativas nos pontos P2, P3, P4, P5 e P6 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2011. No ponto P1 nos meses de fevereiro, agosto, outubro e dezembro, P2, P3, P4, P5 e P6 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2014. Nos pontos P2, P3, P4, P5 e P6 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2017. Todos com valores superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, entretanto, notou-se que os valores de 2014 foram, em sua maioria, maiores que os dos outros anos (Tabela 25).

Tabela 25 - Valores de condutividade elétrica em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2

Condutividade elétrica (µS/cm)							
B2	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	86	81	71	76	82	81
	2014	104	91	88	181	105	119
	2017	92	83	98	79	81,5	87,9
P2	2011	149	168	125	124	137	134
	2014	194,00	155,00	147,00	180,00	198,00	188,00
	2017	144,00	145,00	162,00	147,00	142,10	71,10
P3	2011	250	222	262	287	308	224
	2014	361	450	396	628	598	370
	2017	185	284	300	296	309,1	324,6
P4	2011	195	192	240	307	412	175
	2014	356	365	385	493	535	300
	2017	171	228	239	317	214,5	285,9
P5	2011	344	333	487	568	635	334
	2014	674	655	727	770	785	563
	2017	263	379	467	567	414,7	531
P6	2011	343	335	450	531	676	302
	2014	649	633	687	795	777	482
	2017	210	374	443	539	381,3	422,3

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B3 os pontos em desacordo foram P1 (em junho e outubro), P2 (outubro) e P3 (dezembro), no ano de 2014 e o ponto P4 (abril), em 2017, com valores superiores a 100 µS/cm (Tabela 26).

Tabela 26 - Valores de condutividade elétrica em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B3

Condutividade elétrica (µS/cm)							
B3	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P1	2011	81	74	70	72	76	72
	2014	91	85	131	81	108	97
	2017	83	69	64	76	79,9	71,7
P2	2011	73,00	71,00	69,00	70,00	78,00	74,00
	2014	90,00	83,00	83,00	79,00	103,00	98,00
	2017	77,00	78,00	72,00	76,00	72,40	75,00
P3	2011	84	83	84	87	80	85
	2014	92	90	86	79	99	101
	2017	95	97	91	91	71,9	89,7
P4	2011	83	93	93	91	86	81
	2014	81	89	87	78	91	93
	2017	96	102	95	95	87,2	88,9

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia hidrográfica B4 os pontos com inconformidades foram P2 nos meses de junho, agosto, outubro e dezembro e P3 e P4 em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, no ano de 2011. O ponto P1 em outubro e dezembro, P2, P3 e P4 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, no ano de 2014. O ponto P2 nos meses de

abril, agosto, outubro e dezembro, P3 e P4 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, em 2017. Todos com valores superiores a 100 $\mu\text{S/cm}$ (Tabela 27).

Tabela 27 - Valores de condutividade elétrica em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4

		Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)					
B4	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
	2011	47	43	40	42	50	49
P1	2014	54	50	45	54	156	117
	2017	50	54	43	43	44,8	45
	2011	74,00	88,00	206,00	158,00	104,00	125,00
P2	2014	332,00	352,00	520,00	370,00	844,00	617,00
	2017	82,00	113,00	88,00	164,00	172,50	166,10
	2011	125	125	201	255	182	170
P3	2014	423	298	593	479	516	448
	2017	148	123	144	229	186,3	297,6
	2011	126	124	125	203	220	161
P4	2014	314	335	468	432	427	382
	2017	109	150	166	205	165,2	281,3

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

O Nitrogênio amoniacal (NA) medida para a quantidade de amônia contida na água, é utilizada como padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos, isso porque, a amônia é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, além de provocar consumo de OD das águas naturais ao ser oxidada biologicamente (CETESB, 2018). Por este motivo, a concentração de NA é normalmente utilizada na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2018).

Nas amostragens selecionadas houve inconformidade nas medidas de NA das sub-bacias hidrográficas B2 e B4, considerando o pH menor ou igual a 7,5 (adm.). Na sub-bacia B2 essa inconformidade aconteceu nos pontos P3 (em junho, agosto e outubro, com valores superiores a 3,7 mg/l e em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l ou superiores a 13,3 mg/l, respectivamente para 2011 e 2014), P4 (em agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l e em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l ou superiores a 13,3 mg/l, respectivamente para 2011 e 2014), P5 (em fevereiro, abril, junho, agosto e outubro e em fevereiro, abril, junho, agosto e outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l ou superiores a 13,3 mg/l, respectivamente para 2011 e 2014) e P6 (em fevereiro, abril, junho, agosto e outubro e em abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l e 13,3 mg/l, respectivamente para os anos de 2011 e 2014) nos anos de 2011 e 2014 (Tabela 28).

E nos pontos P3 (em abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l), P5 (em abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l) e

P6 (em abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l e superiores a 13,3 mg/l) no ano de 2017 (Tabela 28).

Tabela 28 - Valores de nitrogênio amoniacal em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B2

		Nitrogênio amoniacal (mg/l)					
B2	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P3	2011	0,20	3,00	6,00	8,00	9,00	3,00
	2014	13,00	11,00	14,00	8,00	32,00	8,00
P4	2017	1,00	4,00	6,00	9,00	7,00	8,17
	2011	0,90	1,00	3,00	5,00	11,00	0,60
	2014	6,00	6,00	10,00	10,00	20,00	4,00
P5	2017	0,60	2,00	2,00	4,00	3,00	3,37
	2011	4,00	4,00	11,00	14,00	21,00	3,00
	2014	19,00	21,00	27,00	59,00	25,00	11,00
P6	2017	3,00	7,00	9,00	7,00	11,00	10,20
	2011	4,00	4,00	11,00	14,00	19,00	3,00
	2014	19,00	22,00	24,00	30,00	25,00	8,00
	2017	2,00	6,00	9,00	15,00	10,00	6,21

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Na sub-bacia B4, foi nos pontos P3 (em junho e agosto, com valores superiores a 3,7 mg/l) e P4 (em agosto e outubro, com valores superiores a 3,7 mg/l), em 2011. Em P2 (em dezembro e em outubro, com valores superiores a 3,7 mg/l, respectivamente para 2014 e 2017), P3 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l e a 13 mg/l e em agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l, para 2014 e 2017, respectivamente) e P4 (em fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l e a 13 mg/l e em junho, agosto, outubro e dezembro, com valores superiores a 3,7 mg/l, para 2014 e 2017, respectivamente) em 2014 e 2017 (Tabela 29).

Tabela 29 - Valores de nitrogênio amoniacal em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4

		Nitrogênio amoniacal (mg/l)					
B4	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
P2	2011	0,60	0,20	3,00	0,40	0,20	0,50
	2014	1,00	0,80	2,00	1,00	3,00	13,00
P3	2017	< 0,5	1,00	< 0,5	1,00	5,00	< 0,1
	2011	2,00	1,00	5,00	5,00	3,00	2,00
	2014	13,00	7,00	15,00	15,00	12,00	7,00
P4	2017	1,00	2,00	3,00	6,00	5,00	8,53
	2011	2,00	0,70	2,00	6,00	5,00	1,00
	2014	10,00	8,00	23,00	20,00	14,00	8,00
	2017	0,90	2,00	4,00	5,00	6,00	9,71

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Os Sólidos totais (ST) matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado, podem se

dividir em várias frações presentes na água e causar assoreamento, gerando problemas para navegação, aumentando o risco de enchentes, além de causar danos à vida aquática (CETESB, 2018), mostrou apenas um dos valores selecionados em desconformidade com os padrões normativos estabelecidos.

Esse valor ocorreu no mês de outubro do ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B4, em que a medida de ST foi de 627 mg/l, não permitindo o enquadramento das águas nem ao menos na Classe 3 (Tabela 30).

Tabela 30 - Valores de sólidos totais em desacordo com os padrões normativos na sub-bacia B4

		Sólidos totais (mg/l)					
B4	Anos	Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
	2011	65	89	184	135	106	157
P2	2014	284	259	353	244	627	471
	2017	< 100	< 100	< 100	124	136	126

Fonte: CETESB, 2012; CETESB, 2015; CETESB, 2018

Com essa investigação dos parâmetros de qualidade hídrica analisados individualmente, notou-se que em alguns dos parâmetros foi visível a diferença de variação ocorrida nos valores das amostragens desconformes de 2014 em relação aos dos demais anos. Esse foi o caso do OD, FT, CE, NA e ST, o que corrobora com o panorama pluviométrico mencionado na carta das médias de precipitação anuais exibida no início desses resultados. Desta forma, pode-se dizer que o ano de 2014 teve medições que fundamentaram o enquadramento das águas em classes de qualidade hídrica inferiores, ou seja, inviáveis para os usos que exigem padrão de qualidade mais restritivo, como por exemplo, o abastecimento humano.

Porém, deve-se evidenciar, que os parâmetros de qualidade das águas e o seu enquadramento funcionam essencialmente com a análise conjunta e não individual de parâmetros. Por isso, buscando fortalecer os indícios encontrados e realizar análises estatisticamente significativas, dando respaldo científico as respostas expressas, foram realizadas as análises estatísticas.

6.2.2 Análises estatísticas

Inicialmente foi atestada a normalidade dos dados, por meio do teste de *Shapiro-Wilk*, que constatou uma distribuição não normal, sugerindo a aplicação de análises não paramétricas. Entretanto, optou-se por seguir com a aplicação das análises paramétricas, visto que o tamanho amostral dos dados é superior a 50 (YAP; SIM, 2011).

Em seguida foi aplicada a análise de Correlação de *Pearson* entre os parâmetros de qualidade hídrica, que serviu de base para a retirada de valores altamente correlacionados, diminuindo o número de variáveis, na execução da análise de variância multivariada - MANOVA.

Devido à análise multitemporal proposta a correlação foi aplicada em quatro blocos: Geral (considerando todos os anos e sub-bacias simultaneamente); 2011-2014 (considerando as correlações dos parâmetros coletados entre os anos de 2011 e 2014, em todas as sub-bacias simultaneamente); 2011-2017 (considerando as correlações dos parâmetros coletados entre os anos de 2011 e 2017, em todas as sub-bacias simultaneamente); e 2014-2017 (considerando as correlações dos parâmetros coletados entre os anos de 2014 e 2017, em todas as sub-bacias simultaneamente) (Tabela 31).

Para considerarmos altas correlações, foi utilizado o trabalho de Mukaka (2012) como indicador dos valores de referência, segundo este artigo, altas correlações, sejam elas positivas ou negativas, são aquelas com valores entre 0,70 e 0,90 (positivas) ou -0,70 e -0,90 (negativas). Valores entre 0,90 e 1,00 ou entre -0,90 e -1,00 caracterizam correlações muito altas e valores entre 0,50 e 0,70 ou -0,50 e -0,70 correlações moderadas.

Ao analisar a Correlação Geral, notamos que OD tem alta correlação negativa com CE (-0,77) e ST (-0,72), isso significa que o aumento nos valores de concentração de OD diminuem significativamente os valores de concentração de CE e ST. Percebeu-se uma alta correlação positiva de FT com CE, NA e ST, sugerindo que quanto maior a concentração de FT maior também serão as concentrações de CE, NA e ST. Além disso, as concentrações de CE tiveram alta correlação positiva com NA e ST e as de NA com ST.

Considerando-se a Correlação 2011-2014, notou-se que as correlações seguiram as mesmas, destacando-se uma correlação muito alta entre CE e ST. Por outro lado, na Correlação 2011-2017, puderam ser observadas modificações no padrão de correlações, OD continuou com alta correlação negativa com CE, mas, não com ST e sim com NA. FT apontou alta correlação positiva com CE e NA; e CE com ST, indicando correlação muito alta com ST.

Na Correlação 2014-2017, OD exibiu um número maior de altas correlações do que nos outros blocos de análise, sendo todas negativas com os parâmetros FT, CE, NA e ST. Para FT o padrão seguiu o das Correlações Geral e 2011-2014, com alta correlação positiva com CE, NA e ST; assim como CE com altas correlações positivas com os parâmetros NA e ST.

Esses resultados fizeram com que, na MANOVA Geral e na MANOVA 2011-2014, fossem eliminados os parâmetros FT, CE e ST; na MANOVA 2011-2017 fossem eliminados os parâmetros CE, NA e ST; e na MANOVA 2014-2017 os parâmetros OD, FT, CE e ST; por serem altamente correlacionados.

Tabela 31 - Correlações de *Pearson* entre os parâmetros de qualidade hídrica

Correlação Geral											
Parâmetros*	OD	CT	PH	DBO	Tp	FT	Tb	CE	NA	NN	ST
OD	1										
CT	-0,26	1									
pH	-0,02	-0,05	1								
DBO	-0,63	0,59	-0,02	1							
Tp	-0,25	0,09	0,19	0,07	1						
FT	-0,69	0,22	0,19	0,62	0,13	1					
Tb	-0,07	0,09	-0,10	0,07	0,26	-0,01	1				
CE	-0,77	0,19	0,32	0,55	0,20	0,81	-0,05	1			
NA	-0,68	0,14	0,29	0,50	0,12	0,84	-0,08	0,85	1		
NN	0,12	-0,10	0,18	-0,25	0,03	-0,22	0,00	-0,02	-0,15	1	
ST	-0,72	0,24	0,23	0,56	0,30	0,71	0,32	0,88	0,71	-0,02	1
Correlação 2011-2014											
Parâmetros*	OD	CT	PH	DBO	Tp	FT	Tb	CE	NA	NN	ST
OD	1										
CT	-0,27	1									
pH	-0,19	-0,03	1								
DBO	-0,65	0,59	0,07	1							
Tp	-0,22	0,09	0,18	0,04	1						
FT	-0,68	0,22	0,35	0,60	0,12	1					
Tb	-0,04	0,18	-0,03	0,14	0,30	-0,05	1				
CE	-0,77	0,20	0,50	0,56	0,20	0,81	-0,07	1			
NA	-0,67	0,14	0,50	0,50	0,11	0,84	-0,09	0,85	1		
NN	0,25	-0,11	0,06	-0,30	0,11	-0,34	0,05	-0,21	-0,30	1	
ST	-0,75	0,30	0,40	0,61	0,30	0,74	0,12	0,93	0,73	-0,17	1
Correlação 2011-2017											
Parâmetros*	OD	CT	PH	DBO	Tp	FT	Tb	CE	NA	NN	ST
OD	1										
CT	-0,40	1									
pH	0,05	-0,03	1								
DBO	-0,60	0,51	-0,07	1							
Tp	-0,30	0,08	0,19	0,03	1						
FT	-0,63	0,19	0,05	0,54	0,09	1					
Tb	-0,09	0,03	-0,09	0,03	0,31	0,02	1				
CE	-0,74	0,15	0,32	0,45	0,21	0,70	-0,02	1			
NA	-0,71	0,14	0,25	0,61	0,11	0,76	-0,08	0,91	1		
NN	-0,08	-0,10	0,27	-0,17	0,14	-0,00	-0,00	0,33	0,15	1	
ST	-0,66	0,15	0,21	0,42	-0,39	0,59	0,59	0,78	0,68	0,28	1
Correlação 2014-2017											
Parâmetros*	OD	CT	PH	DBO	Tp	FT	Tb	CE	NA	NN	ST
OD	1										
CT	-0,23	1									
pH	-0,01	-0,08	1								
DBO	-0,64	0,63	-0,04	1							
Tp	-0,25	0,09	0,21	0,09	1						
FT	-0,74	0,23	0,19	0,64	0,16	1					
Tb	-0,08	0,09	-0,16	0,08	0,23	-0,01	1				
CE	-0,80	0,20	0,27	0,57	0,21	0,85	-0,05	1			
NA	-0,70	0,15	0,25	0,50	0,13	0,86	-0,08	0,83	1		
NN	0,16	-0,10	0,14	-0,26	-0,11	-0,24	-0,03	-0,08	-0,18	1	
ST	-0,74	0,25	0,16	0,57	0,28	0,73	0,37	0,88	0,66	-0,12	1

*valores arredondados

A MANOVA, assim como a análise de correlação, foi aplicada em blocos: MANOVA Geral; MANOVA 2011-2014; MANOVA 2011-2017; MANOVA 2014-2017, e teve por intuito

verificar a existência de variações significativas entre os três anos concomitantemente e entre os blocos de anos selecionados (Tabela 32).

A análise de todos os anos em conjunto, incluiu a variação ocorrida em todos os blocos de anos avaliados separadamente, por isso, mostrou a maior quantidade de variações significativas, sendo estas nas concentrações de OD, pH, DBO, Tp, NA e NN. Ao considerar os blocos de anos separadamente, percebeu-se que entre 2011 e 2014 as variações significativas foram nas concentrações de pH e NA; entre 2011 e 2017 foram nas concentrações de OD, pH, DBO e NN; e entre 2014 e 2017 nas concentrações de pH, DBO, Tp, NA e NN.

Tabela 32 - Resultados da aplicação das análises MANOVA

		F-value*	P-value*			F-value*	P-value*
MANOVA Geral	OD	87,41	0,00	MANOVA 2011-2014	OD	25,77	0,11
	CT	14,53	0,24		CT	0,52	0,47
	pH	33,59	0,00		pH	23,38	0,00
	DBO	92,19	0,00		DBO	3,17	0,08
	Tp	32,36	0,04		Tp	39,38	0,05
	Tb	0,45	0,64		Tb	0,23	0,63
	NA	13,02	0,00		NA	14,88	0,00
	NN	10,52	0,00		NN	0,51	0,48
MANOVA 2011-2017		F-value*	P-value*	MANOVA 2014-2017		F-value*	P-value*
	OD	73,39	0,00		CT	21,83	0,14
	CT	39,82	0,05		pH	14,84	0,00
	pH	57,69	0,00		DBO	17,66	0,00
	DBO	95,01	0,00		Tp	52,25	0,02
	Tp	0,10	0,75		Tb	0,71	0,40
	FT	22,85	0,13		NA	14,20	0,00
	Tb	0,28	0,59		NN	16,72	0,00
NN	11,82	0,00	-	-	-	-	

*valores arredondados

Essas variações revelaram que as concentrações desses parâmetros, em algum momento entre os anos, foram estatisticamente significativas e entendê-las demonstra-se de suma importância para a compreensão das modificações multitemporais ocorridas. Além disso, foi perceptível que as análises estatísticas foram fundamentais para que fosse feita uma análise profunda e conjunta dos parâmetros da qualidade hídrica selecionados.

Na avaliação dos parâmetros separadamente, o pH, a Tp e o NN não exibiram valores em discordância com os exigidos pelos padrões normativos, porém, na análise estatística variações significativas foram encontradas. Ademais, não somente valores desconformes são significativos para uma análise adequada das águas, aqueles em conformidade, porém, que tiveram variações relevantes estatisticamente são igualmente importantes para o monitoramento e manutenção dos corpos hídricos, dando evidências para que sejam feitas gestões apropriadas e previsões de possíveis problemáticas.

Com essa análise foi possível atestar que, no período de escassez hídrica mencionado, a qualidade hídrica superficial sofreu variações e mais, que essas variações foram estatisticamente significativas.

Buscando analisar todo conjunto de variáveis (anos, parâmetros de qualidade hídrica, sub-bacias hidrográficas e precipitações) de maneira mais profunda, aplicaram-se, portanto, os modelos mistos. Expondo as variações estatisticamente significativas em que eles ocorreram, os modelos mistos, revelaram uma perspectiva diferente daquelas indicadas nas análises de relações singulares, entre cada variável ou grupo de variáveis (Figura 9).

A análise dos modelos mistos ocorreu por meio de cada um dos parâmetros de qualidade hídrica selecionados. Assim, ao aplicar os modelos mistos, verificou-se que as principais variações ocorridas no OD, aconteceram entre anos (p -valor $> 0,001$), na precipitação (p -valor = $0,002$) e quando consideramos as diferentes sub-bacias hidrográficas e os diferentes anos concomitantemente (p -valor = $0,016$).

Nesse sentido, cabe ressaltar que a precipitação mensal média (mm) de 2014 em relação ao ano de 2011, foi bastante baixa, principalmente nos meses de janeiro (97,42 mm), fevereiro (63,83 mm), junho (7,33 mm), agosto (14,87 mm) e outubro (24,77 mm). A redução de chuvas de um ano para o outro chegou a atingir 47,01 mm no mês de junho, o mês de menor média mensal, com um déficit de 86,5% em relação a precipitação de 2011. Fator que pode ter contribuição na variação da precipitação entre os anos (Figura 10).

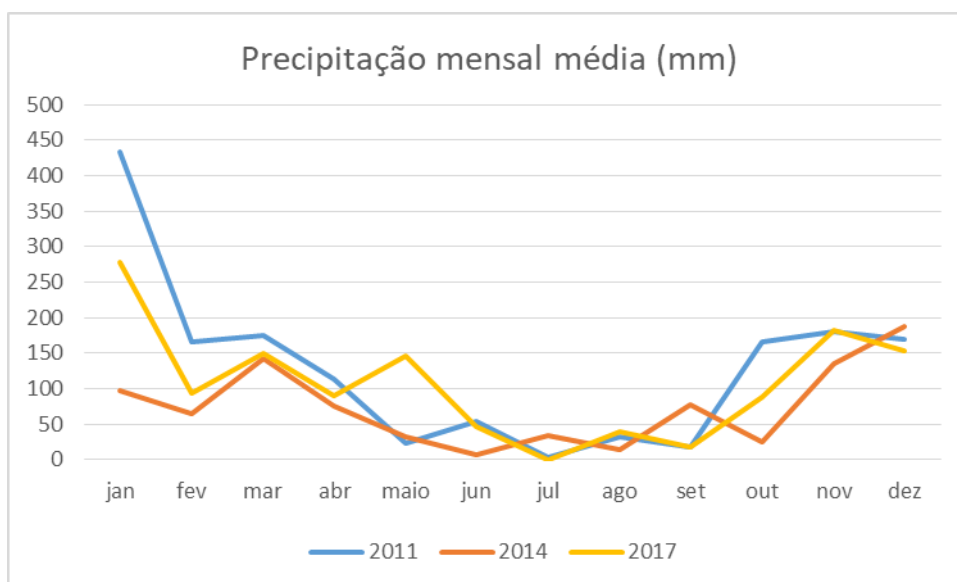
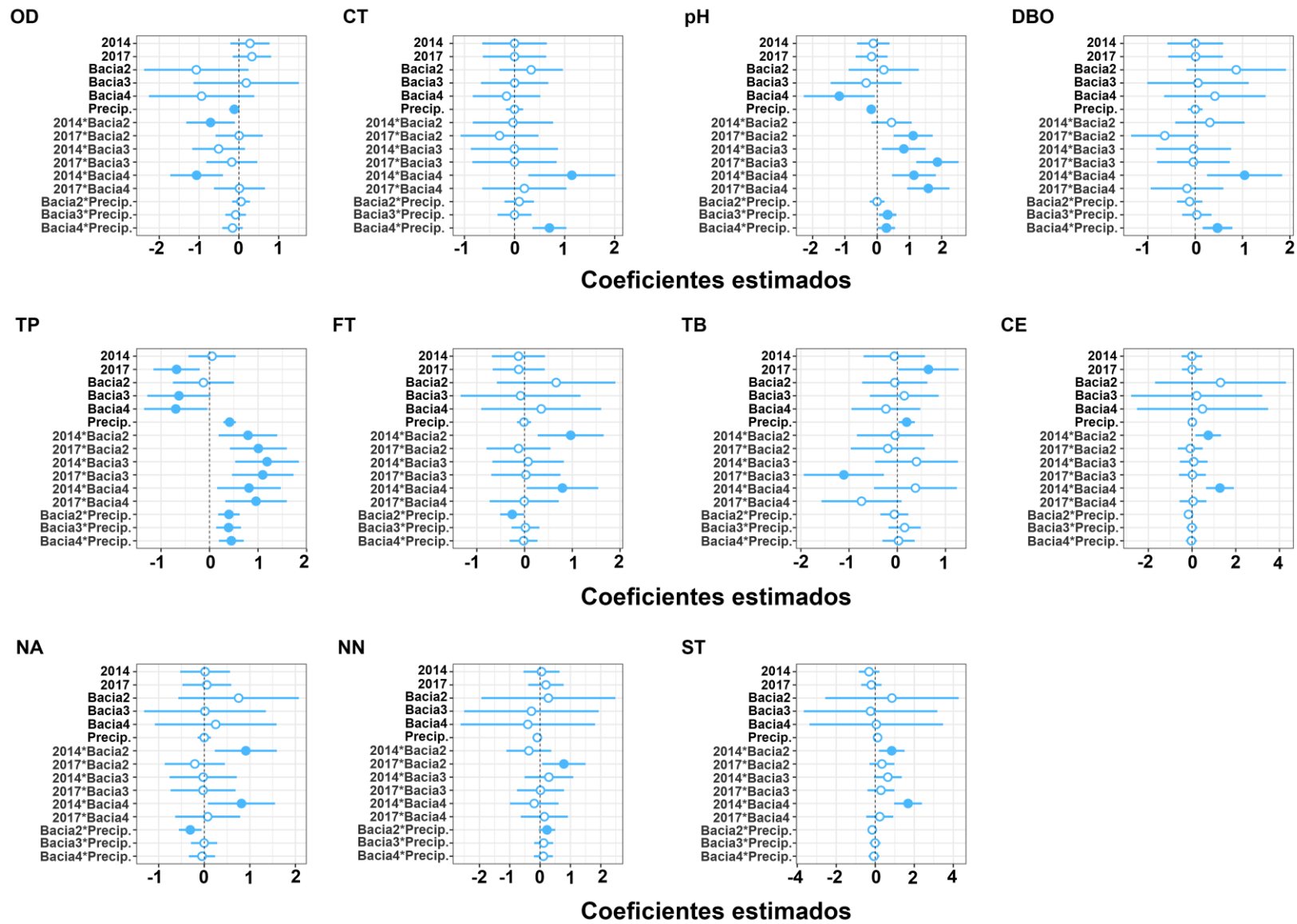


Figura 9 - Precipitações mensais médias dos anos de 2011, 2014 e 2017



*Valores apresentados no APÊNDICE D

Figura 10 - Resultados de variações ocorridas por meio da utilização de Modelos Mistos

Utilizando o ano de 2011 e a sub-bacia hidrográfica B1 como valores de referência, notou-se a variação significativa do OD, especificamente, na sub-bacia hidrográfica B2 (p-valor = 0,023) e na sub-bacia hidrográfica B4 (p-valor > 0,001), ambas no ano de 2014.

Na sub-bacia hidrográfica B2 notou-se que, apesar das baixas concentrações de OD tanto em 2011 quanto em 2014, foi perceptível uma redução dos valores coletados em 2011 para os coletados em 2014. Nesse último, 19 amostragens (52,78%) dentre 36 pontos de amostragem exibiram concentrações inferiores a 4 mg/l e apenas 13 amostragens (36,11%) revelaram concentrações não inferiores a 5 mg/l e/ou 6 mg/l (APÊNDICE C - Tabelas 73 e 74). Em contraponto, 2011 retratou 17 amostragens (47,22%) com concentrações inferiores a 4 mg/l e 17 não inferiores a 5 mg/l e/ou 6 mg/l (APÊNDICE C - Tabelas 73 e 74).

Na sub-bacia hidrográfica B4, se repetiu o mesmo padrão, com o aumento de amostragens com concentrações de OD inferiores a 4 mg/l, que passaram de 7 amostragens (29,17%) em 2011, para 15 (62,50%) em 2014 e diminuição de amostragens com concentrações de OD não inferiores a 5 mg/l e/ou 6 mg/l, passando de 11 amostragens (45,83%) em 2011, para apenas 5 amostragens (20,83%), em 2014. Ressalta-se que nesta sub-bacia hidrográfica foi adquirido um total de 24 pontos de amostragem para cada ano (APÊNDICE C - Tabelas 79 e 80).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357 de 2005, concentrações e oxigênio dissolvido (OD) inferiores a 4 mg/l caracterizam águas de Classe 4 e não inferiores a 5 mg/l e a 6 mg/l águas de Classe 2 ou 1, respectivamente.

Considerando o CT, verificou-se que as principais variações ocorridas foram quanto a precipitação (p-valor = 0,027), e quando se considerou as diferentes sub-bacias hidrográficas e os diferentes anos (p-valor = 0,036), bem como, as diferentes sub-bacias hidrográficas e a precipitação (p-valor > 0,001), conjuntamente.

Os modelos destacaram um aumento significativo nas concentrações de CT na sub-bacia hidrográfica B4, no ano de 2014 e de acordo com a precipitação (p-valor > 0,001). Portanto, vale destacar que a precipitação em dezembro de 2014 teve um superávit em relação aos demais anos e o mesmo ocorreu em julho e setembro do mesmo ano, com aumentos respectivos de 19,35 mm, 30,09 mm e 59,28 mm entre 2011 e 2014 e 35,35 mm, 33,83 mm e 60,58 mm entre 2014 e 2017 (Figura 10).

Na sub-bacia hidrográfica B4, as amostragens de dezembro de 2014 foram as que mostraram as maiores concentrações de CT, exibindo valor mínimo de 46 mil UFC/100ml e atingindo valor máximo de 54 milhões UFC/100ml. Na maioria das amostragens de 2011, dezembro não foi o mês com maiores concentrações de CT, sendo o valor mínimo encontrado de 440 UFC/100ml e valor máximo de 6600 UFC/100ml (APÊNDICE C - Tabelas 79 e 80).

Apesar disso, ao analisar as amostragens, percebeu-se que em 2014, 14 dentre as 24 amostragens coletadas para cada ano tiveram concentrações de CT contidas dentro dos padrões de referência da Resolução CONAMA 357 de 2005, o ano de 2011, teve apenas 5 amostragens nessa situação. De acordo com a Resolução CONAMA 357 de 2005, as concentrações de CT devem sempre estar inferiores a 200 UFC/100ml ou 1000 UFC/100ml (BRASIL, 2005), portanto, um aumento nas mesmas, indica perda de qualidade hídrica.

Com a aplicação da MANOVA, identificou-se que o pH está entre os parâmetros com variações significativas em todos os blocos de anos amostrados. Considerando-se os modelos mistos, percebeu-se que os valores de pH tiveram mudanças significativas em relação aos diferentes anos (p -valor $> 0,001$) e precipitações (p -valor = 0,048), separadamente, entre as sub-bacias hidrográficas e anos (p -valor $> 0,001$), e sub-bacias hidrográficas e precipitações (p -valor = 0,022), simultaneamente.

Os valores de pH para sub-bacia hidrográfica B4 (p -valor = 0,037) foram significativamente inferiores, considerando-se os valores de referência da sub-bacia hidrográfica B1 e a precipitação (p -valor = 0,007) diminuiu de maneira estatisticamente significativa considerando o ano base 2011. Observou-se aumento significativo dos valores de pH, especificamente, no ano de 2017 nas sub-bacias hidrográficas B2, B3 e B4 (p -valor $> 0,001$); e no ano de 2014 na sub-bacia hidrográfica B4 (p -valor = 0,001). Além disso, notaram-se variações positivas nas sub-bacias hidrográficas B3 (p -valor = 0,017) e B4 (p -valor = 0,035), quando analisadas juntamente com a precipitação (Figura 9).

Na sub-bacia hidrográfica B1, no ano de 2011, o pH máximo encontrado foi de 7,3 e o mínimo de 6,6. No ano de 2014 os valores máximos encontravam-se entre 7,1 e 7,4 e os mínimos entre 6,8 e 6,9. E no ano de 2017, os valores máximos foram de 7,1 e 7,2 e os mínimos de 6,6 e 6,7 (APÊNDICE C - Tabelas 70, 71 e 72). Na sub-bacia hidrográfica B4, no ano de 2011, o pH atingiu como valores máximos 6,8 e como valores mínimos 6,5. No ano de 2014, os valores máximos ficaram em torno de 7,1 e 7,3 e os mínimos de 6,6 e 6,7. E no ano de 2017, valores máximos foram de 7,4 e 7,5 e os mínimos entre 6,6 e 6,8 (APÊNDICE C - Tabelas 79, 80 e 81).

Apesar da diminuição geral observada, tendo como base o ano de 2011, identificou-se por meio dessas variações o aumento dos valores de pH na sub-bacia hidrográfica B4, no ano de 2017 e 2014.

A sub-bacia hidrográfica B2, em 2011, expôs valor máximo de pH igual 7,4 e valor mínimo de 6,6. Em 2014, os valores máximos e mínimos de pH foram de 7,5 e 7,7 e 6,8 e 6,9, respectivamente, e em 2017, esses valores mostraram-se entre 7,5 e 7,6 (máximos) e 6,8 e 7,1 (mínimos), caracterizando o aumento, significativo, de 2011 para 2017 (APÊNDICE C - Tabelas 73, 74 e 75).

Na sub-bacia hidrográfica B3, em 2011, os valores máximos e mínimos de pH exprimiram-se, respectivamente, entre 7,2 e 7,4 e 6,4 e 6,7 em 2014, estes valores foram de 7,5 e 7,6 (máximos) e 6,8 e 6,9 (mínimos); e em 2017, os valores máximos encontrados foram de 8,3 e 9,3 e os valores mínimos de 7,0 e 7,1, caracterizando o aumento significativo observado (APÊNDICE C - Tabelas 76, 77 e 78).

Apesar de significativas, as variações relacionadas as precipitações não são tão simples de serem percebidas considerando-se os valores brutos, porque outras variáveis climáticas e da paisagem podem interferir na resposta dos parâmetros. Além disso, como dito no início, da discussão desses resultados, é característico dos modelos mistos trazerem respostas baseadas na multiplicidade das variáveis, o que é perdido se forem observados apenas os fatores de maneira singular.

As concentrações de DBO variaram significativamente em relação aos anos (p-valor > 0,001) e considerando, juntamente, as variáveis das diferentes sub-bacias hidrográficas e anos (p-valor = 0,001) e diferentes sub-bacias hidrográficas e precipitação (p-valor = 0,007).

Baseando-se nos padrões de qualidade hídrica, definidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, sabe-se que o aumento das concentrações de DBO demonstra uma perda de qualidade das águas. Para que um corpo d'água seja considerado de Classe 1, por exemplo, são aceitáveis concentrações de DBO que atinjam até 3 mg/l, para Classe 2 este valor sobe para até 5 mg/l e para classe 3 até 10 mg/l (BRASIL, 2005).

No ano de 2017, na sub-bacia hidrográfica B2 (p-valor = 0,077), em que se explicitaram diminuições significativas nas concentrações de DBO, em relação aos valores de referência (2011), as concentrações mais altas de DBO encontradas foram de 12 mg/l e 21 mg/l, em 2011 estes valores foram de 102 mg/l, 67 mg/l, 56 mg/l (APÊNDICE C - Tabelas 73 e 75).

No ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B4 (p-valor = 0,010), houve expressivo aumento nas concentrações de DBO; o mesmo ocorreu analisando-se, ao mesmo tempo, a sub-bacia hidrográfica B4 e os valores de precipitação (p-valor = 0,003). Ao analisar as concentrações de DBO em 2011, notou-se que os valores máximos atingiram 74 mg/l e 36 mg/l, com valores mínimos inferiores a 2 mg/l; em 2014, as concentrações mais altas alcançaram 50 mg/l e 151 mg/l e as mais baixas foram inferiores a 2 mg/l (APÊNDICE C - Tabelas 79 e 80).

Destaca-se, ainda, que em 2011, das 24 amostragens, 7 (29,17%) enquadraram-se em águas de Classe 1, 2 (8,33%) na Classe 2 e 6 (25,00%) em Classe 3; em 2014, 4 (16,67%) amostragens enquadraram-se dentro dos padrões de águas Classe 1, nenhuma em Classe 2 e 4 (16,67%) em Classe 3, evidenciando o expressivo aumento das concentrações de DBO e indicando a perda da qualidade hídrica (APÊNDICE C - Tabelas 79 e 80).

As modificações estatisticamente significativas nos valores de Tp, ocorreram no ano de 2017 (p-valor > 0,001); nas sub-bacias hidrográficas B3 (p-valor = 0,059) e B4 (p-valor = 0,037) e na Precipitação (p-valor > 0,001), quando estas variáveis foram consideradas separadamente, mostrando diminuições dos valores de Tp nas três primeiras e aumento na última. Considerando-se como base os valores de 2011 e da sub-bacia hidrográfica B1.

Quando consideradas em conjunto, percebeu-se o aumento significativo dos valores de Tp, na sub-bacia hidrográfica B2, nas amostragens do ano de 2014 (p-valor = 0,011) e 2017 (p-valor = 0,001). Em 2011, os valores máximos de Tp foram de 26°C e 26,5°C e os valores mínimos de 17°C e 16,5°C, com 100% das temperaturas entre 0°C e 30°C. Em 2014, estes valores foram de 30°C e 31°C (máximos) e 17,3°C e 16,9°C (mínimos), com 97,22% das temperaturas entre 0°C e 30°C. Em 2017, a Tp mostrou valores máximos de 28°C e 29°C e mínimos de 18,1°C e 18°C, com 100% das temperaturas entre 0°C e 30°C (APÊNDICE C - Tabelas 73, 74 e 75).

Houve também, o aumento dos valores de Tp, na sub-bacia hidrográfica B3 no ano de 2014 (p-valor > 0,001) e 2017 (p-valor = 0,001). Para essa sub-bacia hidrográfiã, o ano de 2011, expressou os valores máximos de 24°C e 26°C e os valores mínimos de 16°C e 15°C, com 100% das temperaturas entre 0°C e 30°C. O ano de 2014, teve valores máximos de 28°C e 30°C e mínimos de 17°C e 16,2°C, com 100% das temperaturas entre 0°C e 30°C. No ano de 2017, a Tp expôs valores máximos de 30°C e 30,2°C e mínimos de 16,5°C e 16,3°C, com 95,83% das amostragens entre 0°C e 30°C (APÊNDICE C - Tabelas 76, 77 e 78).

O aumento dos valores de Tp ocorreu, ainda na sub-bacia hidrográfica B4, no ano de 2014 (p-valor = 0,016) e 2017 (p-valor = 0,003). No ano de 2011, os valores máximos de Tp foram de 23°C e 24°C e os valores mínimos de 17°C e 16,5°C, com 100% das temperaturas entre 0°C e 30°C. No ano de 2014, esses valores foram de 24,5°C e 25°C (máximos) e 16,7°C e 15,6°C (mínimos), com 100% das temperaturas entre 0°C e 30°C. No ano de 2017, os valores máximos encontrados foram de 23,5°C e 24,4°C e mínimos de 17,2°C e 17°C, com 100% das temperaturas entre 0°C e 30°C (APÊNDICE C - Tabelas 79, 80 e 81).

Além disso, os modelos mistos, demonstraram que as sub-bacias hidrográficas B2 (p-valor > 0,001), B3 (p-valor > 0,001) e B4 (p-valor = 0,001) variaram positivamente considerando-se a variável precipitação concomitantemente as mesmas.

As concentrações de FT, tiveram variações estatisticamente significativas quanto aos diferentes anos (p-valor > 0,001) e considerando-se as diferentes sub-bacias hidrográficas e os anos, conjuntamente (p-valor = 0,004).

No ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B2, as concentrações de FT demonstraram considerável aumento (p-valor = 0,006), no ano de 2011, as maiores e menores concentrações de

FT foram, respectivamente, 3,19 mg/l e inferiores a 0,02 mg/l, em 2014 estes valores foram de 4 mg/l e 0,03 mg/l (APÊNDICE C - Tabela 73 e 74).

Sabendo-se que, as concentrações de FT devem ser inferiores a 0,1 mg/l (BRASIL, 2005), e que em 2011, dentre as 36 amostragens coletadas para a sub-bacia hidrográfica B2, 11 (30,60%) foram inferiores a 0,1 mg/l e 25 (69,40%) superiores ou iguais a essa concentração; e que em 2014, este resultado foi de 8 (22,22%) amostragens inferiores e 28 (77,78%) amostragens superiores ao padrão exigido, consegue-se declarar que existe uma indicação de perda da qualidade hídrica entre 2011 e 2014, segundo as concentrações de FT (APÊNDICE C - Tabelas 73 e 74).

No ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B4, houve expressivo aumento nas concentrações de FT (p -valor = 0,039), em 2011 as maiores e menores concentrações de FT foram de 1,180 mg/l e 0,014 mg/l, respectivamente, e em 2014 estes valores foram de 3 mg/l (maior) e inferior a 0,02 mg/l (menor). Além disso, dentre 24 amostragens feitas para o ano, em 2011, 21 delas (87,50%) foram superiores ou iguais a 0,1 mg/l e 3 inferiores (12,50%) a esse valor; e em 2014, 18 delas (75%) foram superiores e 6 inferiores (25%) a concentração ideal (BRASIL, 2005; APÊNDICE C - Tabelas 79 e 80).

Por fim, verificou-se que a sub-bacia hidrográfica B2, quando considerada juntamente aos valores de precipitação, demonstrou diminuição nas concentrações de FT (p -valor = 0,046). Porém, como dito anteriormente, é difícil demonstrar com clareza essa ocorrência, visto que é uma análise de múltiplos fatores envolvidos.

As concentrações de Tb, tiveram variações significativas no ano de 2017 (p -valor = 0,044) considerando-se a precipitação (p -valor = 0,024) e no ano de 2017 na sub-bacia hidrográfica B3 (p -valor = 0,009), considerando essas variáveis de maneira conjunta.

Considerando o ano de 2017 e as precipitações, verificou-se aumento estatisticamente significativo das concentrações de Tb, indicando perda de qualidade hídrica, segundo os valores de referência (sub-bacias hidrográfica B1 e ano de 2011).

Entretanto, ao analisar o ano de 2017, para a sub-bacia hidrográfica B3, constatou-se uma diminuição das concentrações de Tb, em 2011 as concentrações mais altas de Tb foram de 121 UNT e 320 UNT, e as mais baixas foram de 6 UNT e 7 UNT, com 79,17% das amostragens com valores até 40 UNT e 20,83% com valores até 100 UNT. Em 2017, 95,83% das amostragens coletadas demonstram concentrações de Tb inferiores ou iguais a 40 UNT e 4,17% até 100 UNT, sendo as concentrações mais altas de 38 UNT e 85 UNT e as mais baixas de 2 UNT e 3 UNT (APÊNDICE C - Tabelas 76 e 78).

No ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B2, houve aumento significativo dos valores de CE (p -valor = 0,014), em relação aos valores de referência. Em 2011, 16,67%, das 36 amostragens

coletadas, demonstram valores de CE inferiores ou iguais a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 83,33% superiores a esse valor, sendo os valores mais altos de 635 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 676 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e os mais baixos de 71 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 76 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em 2014, 5,56% das amostragens coletadas demonstram valores de CE inferiores ou iguais a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 94,44% superiores a esse valor, sendo os valores mais altos de 785 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 795 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e os mais baixos de 88 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 91 $\mu\text{S}/\text{cm}$, evidenciando o supracitado aumento (APÊNDICE C - Tabelas 73 e 74).

No ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B4 (p-valor > 0,001), o mesmo ocorreu. Em 2011, 33,33% das 24 amostragens coletadas demonstram valores de CE inferiores ou iguais a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 66,67% superiores a esse valor, sendo os valores mais altos de 255 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e os mais baixos de 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 42 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em 2014, 16,67% das amostragens coletadas demonstram valores de CE inferiores ou iguais a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 83,33% superiores a esse valor, sendo os valores mais altos de 617 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 844 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e os mais baixos de 45 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em ambos os casos, o aumento nos valores de CE sugere ambientes impactados (APÊNDICE C - Tabelas 79 e 80).

As concentrações de NA sofreram aumentos estatisticamente significativos no ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B2 (p-valor > 0,001). No ano de 2011, os valores máximos desse parâmetro foram de 19 mg/l para o pH 7,3 e 21 mg/l para o pH 7,1 e os mínimos de 0,2 mg/l para o pH entre 6,6 e 7,4 e 0,08 mg/l para o pH 7,0. Sabendo que nenhum valor de pH ultrapassou 7,5, identificou-se que 58,33% das 36 amostragens de NA exprimiram concentrações de até 3,7 mg/l para os valores de pH inferiores ou iguais a 7,5 caracterizando águas de Classe 1 (BRASIL, 2005) e 30,56% exibiram concentrações de até 13,3 mg/l para os valores de pH inferiores ou iguais a 7,5 caracterizando águas de Classe 3 (BRASIL, 2005). As demais 11,11% das amostragens apesar de terem pH inferiores ou iguais a 7,5 ultrapassaram a concentração de 13,3 mg/l, mostrando inadequação aos padrões normativos (APÊNDICE C - Tabela 73).

No ano de 2014, os valores máximos deste parâmetro foram de 32 mg/l para o pH 7,0 e 59 mg/l para o pH 7,4 e os mínimos de 0,4 mg/l para o pH entre 6,8 e 7,0 e 0,3 mg/l para o pH entre 6,7 e 7,0. Sabendo que apenas um valor de pH ultrapassou 7,5 identificou-se que 33,33% das 36 amostragens de NA exprimiram concentrações de até 3,7 mg/l para os valores de pH inferiores ou iguais a 7,5 caracterizando águas de Classe 1 (BRASIL, 2005) e 30,56% das exibiram concentrações de até 13,3 mg/l para os valores de pH inferiores ou iguais a 7,5 caracterizando águas de Classe 3 (BRASIL, 2005). As demais 33,33% das amostragens apesar de terem pH inferiores ou iguais a 7,5 ultrapassaram a concentração de 13,3 mg/l, mostrando inadequação aos padrões normativos, destacando-se aquela que ultrapassou o valor 7,5 de pH (2,78% das amostragens), pois, a mesma, teve concentração de NA de 19 mg/l, sendo que deveria possuir concentração até 2 mg/l ou 5,6 mg/l para adequar-se as normas (APÊNDICE C - Tabela 74).

Considerando conjuntamente a precipitação e a sub-bacia hidrográfica B2 (p-valor = 0,016) notou-se considerável variação negativa das mesmas segundo os valores de referência (sub-bacia hidrográfica B1 ano de 2011).

As concentrações de NA sofreram aumentos estatisticamente significativos, no ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B4 (p-valor = 0,031). No ano de 2011, as maiores concentrações de NA foram de 5 mg/l para o pH entre 6,7 e 6,8 e 6 mg/l para o pH 6,7 e mínimos de 0,2 mg/l para o pH entre 6,5 e 6,7 e inferior a 0,05 mg/l para o pH 6,1. Sabendo que nenhum valor de pH ultrapassou 7,5 identificou-se que 83,33% das 24 amostragens de NA exprimiram concentrações de até 3,7 mg/l para os valores de pH inferiores ou iguais a 7,5 caracterizando águas de Classe 1 (BRASIL, 2005) e 16,67% das exibiram concentrações de até 13,3 mg/l para os valores de pH inferiores ou iguais a 7,5 caracterizando águas de Classe 3 (BRASIL, 2005; APÊNDICE C - Tabela 79).

No ano de 2014, os valores máximos deste parâmetro eram de 20 mg/l para o pH 7,1 e 23 mg/l para o pH 7,3 e os mínimos de 0,2 mg/l para o pH 6,6 e 0,1 mg/l para o pH 6,8. Sabendo que nenhum valor de pH ultrapassou 7,5 identificou-se que 45,83% das 24 amostragens de NA exprimiram concentrações de até 3,7 mg/l para os valores de pH inferiores ou iguais a 7,5 caracterizando águas de Classe 1 (BRASIL, 2005) e 33,33% das exibiram concentrações de até 13,3 mg/l para os valores de pH inferiores ou iguais a 7,5, caracterizando águas de Classe 3 (BRASIL, 2005). As demais 20,83% das amostragens, apesar de terem pH inferiores ou iguais a 7,5 ultrapassaram a concentração de 13,3 mg/l, mostrando inadequação aos padrões normativos (APÊNDICE C - Tabela 80).

Analisando o NN, percebeu-se que ocorreram variações significativas nas concentrações do mesmo no ano de 2017 na sub-bacia hidrográfica B2 (p-valor > 0,001), em que os valores de NN aumentaram de maneira expressiva. No ano de 2011, a sub-bacia hidrográfica B2, mostrou concentrações máximas de NN entre 1 mg/l e 2 mg/l e concentrações mínimas entre 0,09 mg/l e inferior a 0,01 mg/l com 100% das 36 amostragens coletadas com concentrações inferiores a 10 mg/l (APÊNDICE C - Tabela 73). No ano de 2017, a mesma, revelou concentrações máximas de 2 mg/l e 3 mg/l e mínimas de inferior a 0,5 mg/l e 0,4 mg/l com 100% das amostragens condizentes com as normas de enquadramento de corpos d'água referidas (APÊNDICE C - Tabela 75).

Os resultados dos modelos mistos mostraram que, as concentrações de NN na sub-bacia hidrográfica B2 variaram significativamente considerando-se sua análise em conjunto com a precipitação (p-valor > 0,001), demonstrando variação positiva.

No ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B2 (p-valor = 0,012), houve aumento significativo das concentrações de ST, em relação aos valores de referência. Para essa sub-bacia

hidrográfica em 2011, 100%, das 36 amostragens coletadas, demonstram concentrações de ST até 500 mg/l, sendo os valores mais altos de 402 mg/l e 427 mg/l e os mais baixos de 67 mg/l e 76 mg/l (APÊNDICE C - Tabela 73). Em 2014, 100% das amostragens coletadas demonstram concentrações de ST até 500 mg/l, sendo os valores mais altos de 405 mg/l e 430 mg/l e os mais baixos inferiores a 100 mg/l, evidenciando o supracitado aumento (APÊNDICE C - Tabela 74).

Na sub-bacia hidrográfica B3, no ano de 2014 (p-valor = 0,076), esse aumento também foi percebido, enquanto em 2011 as concentrações máximas e mínimas de ST foram de 181 mg/l e 193 mg/l e 61 mg/l e 62 mg/l respectivamente, com 100% das 24 amostragens, com concentrações até 500 mg/l (APÊNDICE C - Tabela 76). Em 2014, as concentrações máximas foram de 162 mg/l e 163 mg/l e as mínimas inferiores a 100 mg/l com 100% das amostragens em conformidade com os padrões normativos (APÊNDICE C - Tabela 77).

Na sub-bacia hidrográfica B4, no ano de 2014 (p-valor > 0,001), o mesmo padrão pode ser observado, em 2011, das 24 amostragens 100% estavam em conformidade com as normas de enquadramento da qualidade hídrica, sendo 184 mg/l e 193 mg/l as concentrações máximas encontradas e 45 mg/l e 49 mg/l as concentrações mínimas encontradas (APÊNDICE C - Tabela 79). Em 2014, os valores máximos de mínimos de ST foram de 471 mg/l e 627 mg/l e inferiores a 100 mg/l respectivamente, com 95,83% das amostragens em conformidade com os padrões normativos e 4,17% em inconformidade com os padrões normativos (APÊNDICE C - Tabela 80).

6.3 Considerações finais

Com as análises desse capítulo foi possível verificar que a qualidade hídrica superficial foi afetada no período de análise selecionado, como foi afetada, e quais variações ela sofreu. A análise ocorreu de maneira pontual através do reconhecimento de amostragens em desacordo com os padrões de referência normativos vigentes e de forma conjunta utilizando-se de análises estatísticas.

Destacando que as análises estatísticas foram de suma importância para corroborar com e dar significância as evidências e pressupostos demonstrados pela avaliação prévia de cada parâmetro e ponto de amostragem analisado individualmente.

Foram conquistados dessa forma resultados concretos, que demonstraram os padrões de variação da qualidade hídrica superficial encontrados nos anos de 2011, 2014 e 2017. Resultados que servirão de subsídio para manutenção do contínuo monitoramento das águas e para realização de análises sob a perspectiva paisagística, que foram discutidas nos próximos capítulos.

De maneira geral, reconheceu-se que houve uma perda de qualidade hídrica superficial no ano de 2014 e isso complementa-se com a evidente estiagem ocorrida no ano. Apesar disso, existe uma série de particularidades ocorridas em cada ponto amostral selecionado que, dizem respeito,

provavelmente, a vários outros fatores ambientais, incluindo aqueles referentes a paisagem. Por isso, o trabalho prossegue com a realização da pesquisa de fatores paisagísticos da área de estudo e propõem o objetivo de entender as relações entre as variáveis exploradas neste capítulo e aquelas apresentadas e examinadas nos capítulos a seguir.

7. ANÁLISE DA DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA

Esse capítulo visou utilizar o sensoriamento remoto e Sistemas de informação geográfica (SIG), para analisar o uso e cobertura da terra dos anos de 2011, 2014 e 2017 e detectar as transições e mudanças ocorridas durante esse período, por meio de dados de imagens de satélite.

Portanto, nesse capítulo foram descritas as formas de aquisição dos dados utilizados na análise, os métodos de processamento e classificação de imagens, avaliação de precisão e resultados do mapeamento do uso e cobertura da terra. Com esses resultados foi possível avaliar o padrão de uso e ocupação da terra nos anos de 2011, 2014 e 2017, separadamente, e as transições ocorridas entre os anos. Assim, foi possível quantificar as modificações ocorridas na composição da paisagem, com a apresentação da diminuição, acréscimo e permanência de área que se sucederam para cada tipo de uso da terra. Estabelecendo-se uma análise da dinâmica do uso e cobertura da terra e por fim, discutindo como essas informações podem se relacionar com a qualidade hídrica superficial das sub-bacias hidrográficas em estudo, contribuindo para o alcance do objetivo dessa tese.

A seguir o capítulo dividiu-se, por conseguinte, nos tópicos:

- **Material e métodos:** tópico que permitiu o entendimento da classificação do uso e cobertura da terra e suas respectivas tipologias (classes) e no qual foi descrita a aquisição, tratamento e análise dos dados de forma detalhada, possibilitando a replicabilidade por outros estudos e pesquisadores;
- **Resultados:** tópico no qual foram apresentados os resultados da análise da dinâmica de uso de cobertura da terra, incluindo os padrões de composição da paisagem encontrados nos três anos em análise (2011, 2014 e 2017) e a perda, ganho e permanência correspondente a cada tipo de uso da terra categorizado;
- **Discussão:** que constituiu da apresentação dos principais resultados encontrados e da discussão dos mesmos, abordando as possíveis relações e convenções literárias entre o uso e cobertura da terra e qualidade hídrica superficial de bacias hidrográficas; e
- **Considerações finais:** em que foram relatadas as considerações em relação aos resultados e discussões expostos nos tópicos anteriores.

7.1 Material e métodos

7.1.1 Aquisição de dados e processamento de imagens

Com o intuito de analisar os padrões espaço-temporais do uso e cobertura da terra nas sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4, foram obtidas imagens de satélite dos anos de 2011, 2014 e 2017 (Tabela 33). Foram adquiridas imagens de satélite Landsat disponibilizadas pela da agência de pesquisa geológica dos Estados Unidos (USGS - *United States Geological Survey*).

Tabela 33 - Especificações das imagens de satélite

Satélite*	Órbita/Ponto	Resolução	Data de aquisição	Sub-bacia hidrográfica correspondente
Landsat-5	220/75	30 metros	19/09/2011	B1
	219/76		11/08/2011	B2 - B3 - B4
Landsat-8	220/75		11/09/2014	B1
			19/09/2017	
	219/76		19/08/2014	
			03/08/2014	B2 - B3 - B4
		11/08/2017		

* A alteração das imagens ocorreu devido ao término das operações da Landsat-5 em 2012.

Essas imagens foram escolhidas com base nos dados de amostragem coletados na análise multitemporal da qualidade hídrica, descrita no capítulo anterior, utilizando-se como requisito a resolução, data de aquisição e clareza da observação, evitando-se imagens com grande quantidade de nuvens ou obstáculos para tratamento e interpretação.

Posteriormente, as imagens passaram por tratamento e receberam a composição colorida (RGB), as imagens Landsat-5 com as bandas 5, 4 e 3 e as imagens Landsat-8 com as bandas 6, 5 e 4.

A categorização do uso e cobertura da terra foi realizada por meio da técnica de segmentação de imagens, que tem o objetivo de fragmentar a região em unidades espectralmente homogêneas considerando as características intrínsecas da imagem como cor, intensidade, continuidade, textura e contraste (FLORENZANO, 2011; SILVA; BREVE, 2015).

A fim de propiciar análises de similaridade por meio de histogramas de cores da imagem, que permitem o agrupamento de *pixels*, em diferentes intervalos espectrais, foi aplicado o algoritmo matemático *Mean Shift*, que é apreciado por sua capacidade de redução de efeitos de suavização e manutenção da coerência espacial (BÜSCHENFELD; OSTERMANN, 2012).

Todos os dados foram georreferenciados e manipulados no *software* ArcGIS® 10.6, adotando-se o sistema geodésico de referência SIRGAS2000 (IBGE, 2005), projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), escala 1:50.000 e fuso 23 Sul.

7.1.2 Classificação de imagens e precisão do mapeamento

A categorização do uso e cobertura da terra, obtido através do processo de segmentação de imagens, seguiu os critérios de classificação do Manual Técnico do Uso da Terra (IBGE, 2013), do qual foram utilizados dois níveis hierárquicos de classificação: Classe e Subclasse (Tabela 34).

Tabela 34 - Categorização do uso e cobertura da terra

Classe ¹	Classe ²	Nível hierárquico ³	Descrição
Áreas Urbanizadas	Urb	Nível II - Subclasse	Áreas correspondentes às cidades (sedes municipais), às vilas (sedes distritais) e às áreas urbanas isoladas; áreas de uso intensivo, estruturadas por edificações e sistema viário, onde predominam as superfícies artificiais não agrícolas.
Áreas de Mineração	Min	Nível II - Subclasse	Áreas de exploração ou extração de substâncias minerais.
Águas Continentais	Agu	Nível II - Subclasse	Os corpos d'água continentais referem-se aos corpos d'água naturais e artificiais que não são de origem marinha, tais como: rios, canais, lagos e lagoas de água doce, represas, açudes, etc.
Áreas de Vegetação Natural	Veg_nat	Nível I - Classe	Conforme o sistema de classificação adotado, a vegetação natural compreende um conjunto de estruturas florestais e campestres, abrangendo desde florestas e campos originais (primários) e alterados até formações florestais espontâneas secundárias, arbustivas, herbáceas e/ou gramíneo-lenhosas, em diversos estágios sucessionais de desenvolvimento, distribuídos por diferentes ambientes e situações geográficas.
Culturas Permanentes	C_perm	Nível II - Subclasse	Compreende o cultivo de plantas perenes, isto é, de ciclo vegetativo de longa duração. Essas plantas produzem por vários anos sucessivos sem a necessidade de novos plantios após colheita, sendo utilizadas técnicas de cultivo tradicional, orgânico, assim como o cultivo de plantas modificadas geneticamente.
Culturas Temporárias	C_temp	Nível II - Subclasse	Cultivo de plantas de curta ou média duração, geralmente em ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a produção deixam o terreno disponível para novo plantio.
Pastagens	Past	Nível II - Subclasse	Área destinada ao pastoreio do gado, formada mediante plantio de forragens perenes ou aproveitamento e melhoria de pastagens naturais. Nestas áreas, o solo está coberto por vegetação de gramíneas e/ou leguminosas, cuja altura pode variar de alguns decímetros a alguns metros.
Silvicultura	Silv	Nível II - Subclasse	Atividade ligada a ações de composição, trato e cultivo de povoamentos florestais, assegurando proteção, estruturando e conservando a floresta como fornecedora de matéria-prima para indústria madeireira, de papel e celulose ou para o consumo familiar.
Áreas Descobertas	A_desc	Nível II - Subclasse	Estas áreas referem-se tanto a ambientes naturais, como rochas desnudas quanto a ambientes antrópicos, decorrentes da degradação provocada pelas atividades humanas, como extração de minerais. ⁴

¹ Classe utilizada neste trabalho

² Abreviaturas definidas para este trabalho

³ Nível hierárquico determinado pelo Manual Técnico do Uso da Terra (IBGE, 2013)

⁴ Incluí o solo exposto gerado pela colheita de culturas agrícolas e solos em pousio que aguardam novos plantios

Complementando o uso e cobertura da terra, foram incluídas na classificação final as principais rodovias e ferrovias encontradas em cada sub-bacia hidrográfica mapeada, seguindo as

especificações normativas correspondentes (DNIT, 1973; DNIT, 2015) e respeitando a resolução espacial das imagens, esses dados espaciais foram adquiridos do Departamento de Estradas de Rodagem (DER).

Para avaliar a precisão e concordância dos resultados, foi aplicado o Coeficiente *Kappa* (CONGALTON, 1991), calculado com a ferramenta “*Compute Confusion Matrix*” do software ArcGIS® 10.6. Foram selecionados 450 polígonos, aleatoriamente, em cada um dos três anos analisados (2011, 2014 e 2017), a partir dos quais obtiveram-se os coeficientes *Kappa*. A validação dos dados ocorreu com base nas imagens do *Google Earth*, que foi utilizado para aplicação da verdade terrestre das matrizes de confusão geradas (Tabela 35).

Tabela 35 - Acurácia geral da classificação do uso e cobertura da terra em 2011, 2014 e 2017

Sub-bacias hidrográficas	Anos		
	2011	2014	2017
B1	0,92	0,91	0,91
B2	0,90	0,88	0,89
B3	0,88	0,80	0,87
B4	0,88	0,88	0,91

De acordo com Rosner (2006), o índice *Kappa* encontrado para as sub-bacias hidrográficas selecionadas, nos três anos analisados indicou uma “Excelente” precisão em relação ao mapeamento produzido.

Para analisar a dinâmica do uso e cobertura da terra, foram criados planos de informação com as modificações ocorridas de um ano a outro entre os tipos de uso da terra, evidenciando o aumento, a diminuição e a manutenção da quantidade de hectares correspondente a cada uso e cobertura da terra e as transições ocorridas entre eles.

7.2 Resultados

7.2.1 Sub-bacia hidrográfica B1

A sub-bacia hidrográfica B1 possui uma área total de 38.849,07ha, em 2011 a maior parte desses (37,44%) eram ocupados por pastagens, 25,18% por áreas de vegetação natural e 21,04% por culturas temporárias, os outros 16,34% dividiam-se entre os demais usos, sendo que 3,3% correspondiam as áreas urbanizadas (Tabela 36).

Em 2014, houve diminuição das áreas de pastagens, porém esse ainda era o tipo de uso da terra com maior extensão espacial na sub-bacia hidrográfica, as áreas de vegetação natural aumentaram levemente, alastrando-se por 25,94% do território e o mesmo ocorreu com as culturas temporárias que passaram a ocupar 22,17% da sub-bacia hidrográfica. Os outros seis tipos de uso

e cobertura da terra mapeados dividiam-se entre 15,71% dos hectares restantes, incluindo a área urbanizada com espacialização em 3,75% do território.

Tabela 36 - Uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1

Classes	2011		2014		2017	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Urb	1281,35	3,30	1457,18	3,75	1593,30	4,10
Min	148,30	0,38	169,23	0,44	184,17	0,47
Agu	36,56	0,1	37,64	0,10	48,47	0,12
Veg_nat	9783,13	25,18	10075,90	25,94	10745,90	27,66
C_perm	1978,75	5,09	1053,96	2,71	345,85	0,89
C_temp	8172,76	21,04	8614,48	22,17	8492,11	21,86
Past	14546,84	37,44	14054,40	36,18	14254,54	36,69
Silv	2418,84	6,23	2860,18	7,36	2419,28	6,23
A_desc	482,54	1,24	526,10	1,35	765,45	1,98
Total	38849,07	100	38849,07	100	38849,07	100

Em 2017, a área correspondente a pastagens chegou a 36,69%, as áreas de vegetação natural a 27,66%, e as culturas temporárias a 21,86%. As áreas urbanizadas sofreram novo aumento ocupando 4,10% do território e os outros usos ficaram com os 9,69% hectares restantes (Figura 11).

Entre os anos de 2011 e 2014 verificou-se que, dentre as modificações ocorridas no uso e cobertura da terra as áreas descobertas foram as que tiveram maiores transições, foram perdidos cerca de 94,52% (456,11ha) das áreas existentes em 2011, que se transformaram principalmente em culturas temporárias 57,38% (276,87ha) e, em 2014, foi acrescida uma porcentagem 103,55% (499,67ha) em relação ao total de áreas descobertas existente em 2011. Destacando-se que somente 5,48% (26,43ha) das áreas descobertas continuaram como áreas descobertas, ou seja, não sofreram transformações para outros tipos de uso da terra entre esses anos (Tabela 40, APÊNDICE E - Figura 35, APÊNDICE G - Figura 39).

Essa transformação ocorrida nas áreas descobertas pode ser explicada pela existência de áreas de pousio em que culturas existentes em 2011 foram suprimidas após a colheita e posteriormente convertidas em áreas agrícolas ocupadas por culturas temporárias no ano de 2014. Ressalta-se, portanto, que essas áreas descobertas em sua maioria não eram advindas da exploração mineral ou de rochas naturalmente desnudas, mas, sim da época de colheita e semeadura de cultivos agrícolas permanentes e temporários (APÊNDICE E - Figura 35).

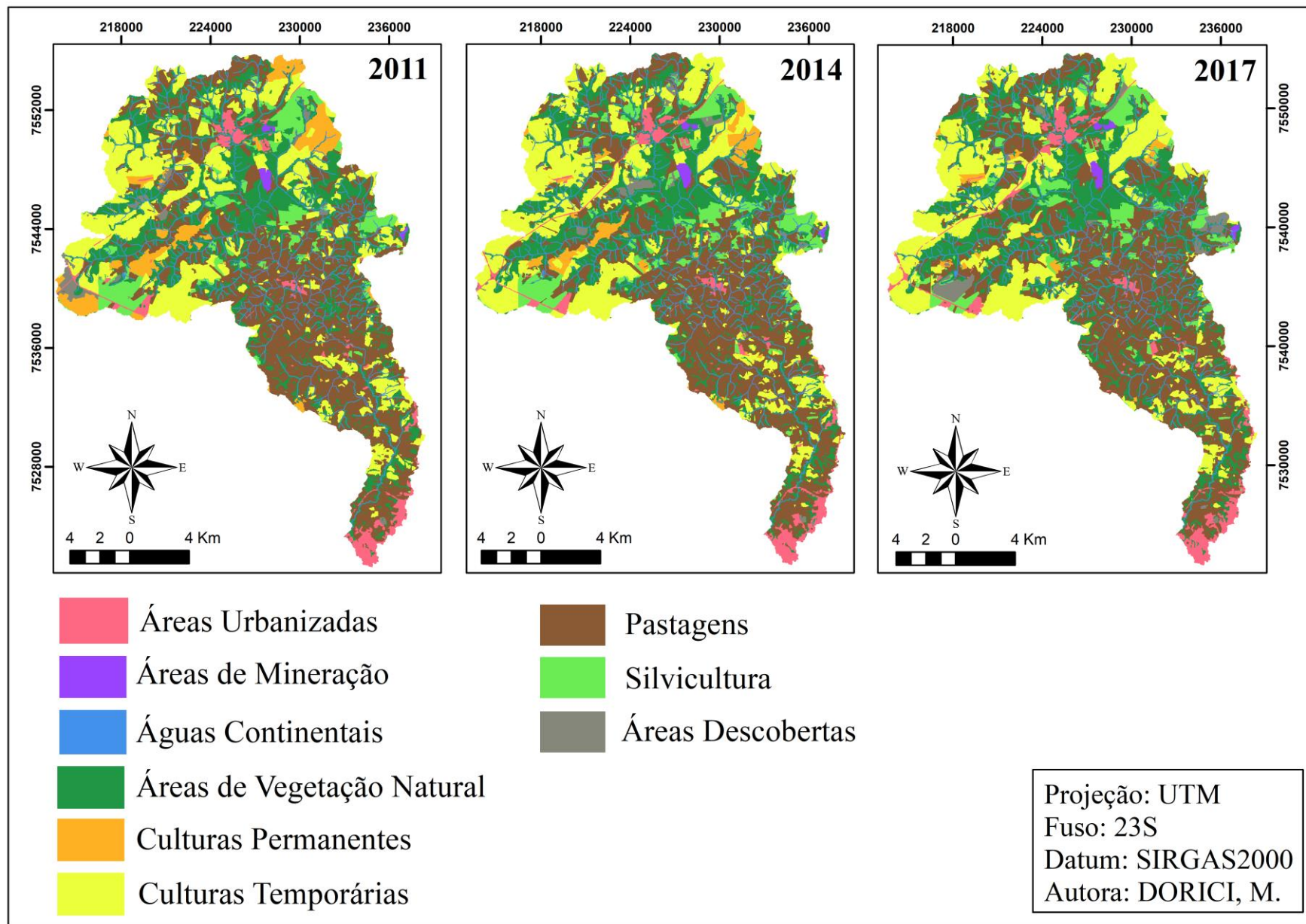


Figura 11 - Classificação do uso e cobertura do solo correspondente a sub-bacia hidrográfica B1

Além disso, verificou-se relevante diminuição de áreas ocupadas por culturas permanentes 61,12% (2209,40ha), que se converteram prioritariamente em culturas temporárias 47,67% (943,35ha), devido a mudança do tipo de cultivo entre os anos. Diminuição de 23,88% (1952,05ha) das áreas ocupadas por culturas temporárias que se transformaram, majoritariamente, em pastagens (13,08% ou 1069,31ha) (Tabela 40, APÊNDICE E - Figura 35, APÊNDICE G - Figura 39). Isso devido ao período de colheita que deixou muitas áreas com cultivos temporários em período de pousio, porém, notou-se acréscimo de culturas temporárias (29,29% ou 2393,79ha) no ano de 2014.

As áreas de vegetação natural diminuíram 16,77% (1640,53ha), sendo transformadas principalmente em áreas de pastagem (10,51% ou 1028,03ha). Apesar disso, verificou-se acréscimo expressivo de áreas de vegetação natural (19,76% ou 1933,30ha) em 2014 (Tabela 40, APÊNDICE E - Figura 35, APÊNDICE G - Figura 39). O acréscimo desse tipo de uso aconteceu de maneira fragmentada por toda a sub-bacia hidrográfica, dissolvendo-se em mais de 4200 fragmentos na paisagem, sendo que apenas pouco mais de 440 desses referiam-se a áreas iguais ou superiores a 1ha e pouco menos de 20 a fragmentos com extensão igual ou maior que 10ha. Destacaram-se três fragmentos com áreas superiores a 30ha, todos advindos de silviculturas que se encontravam semeadas dentro de áreas de vegetação natural ou em proximidade com elas.

A perda (2960,44ha) de pastagens entre os anos foi maior que o ganho (2468,00ha) e aproximadamente 8,47% (1231,44ha) das áreas de pastagens de 2011 foram convertidas em áreas de vegetação natural em 2014, o que ocorreu de maneira bastante fragmentada (mais de 2900 fragmentos) por toda a área da sub-bacia hidrográfica B1 (Tabela 40, APÊNDICE E - Figura 35, APÊNDICE G - Figura 39). Esses fragmentos, em sua maioria, ocorreram ao entorno áreas de vegetação natural ou locais correspondentes a áreas de preservação permanente (APP), pouco mais de 300 deles correspondiam a áreas iguais ou superiores a 1ha e 9 a áreas iguais ou maiores que 10ha. Os dois maiores correspondiam a aproximadamente 24ha e 29ha, locais onde a vegetação ripária foi restaurada.

Aponta-se ainda que, as silviculturas tiveram um aumento de 41,77% (1010,27ha) de suas áreas no ano de 2014, principalmente advindos de áreas de pastagens 2,88% (418,29ha) (Tabela 40, APÊNDICE E - Figura 35, APÊNDICE G - Figura 39). Fato bastante parecido com o descrito em relação ao aumento de pastagens em detrimento de culturas temporárias, porém, neste caso ocorreu o inverso, áreas que estavam em pousio foram novamente cultivadas.

Destaca-se que 3,45% (44,22ha) das áreas urbanizadas de 2011 foram transformadas em áreas de vegetação natural em 2014, período em que foi possível notar a recuperação de áreas de preservação permanente e restauração da vegetação natural dentro de áreas urbanizadas ou em suas bordas (Tabela 37, APÊNDICE E - Figura 35, APÊNDICE G - Figura 39).

Tabela 37 - Transições dos tipos de uso da terra de 2011 para 2014 na sub-bacia hidrográfica B1

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B1 ¹									
2011	2014								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb				3,45	0,11	1,61	9,31	0,77	0,47
Min	0,01			4,54		0,79	3,53		
Agu	2,43			8,21	0,55	6,02	15,84	0,30	
Veg_nat	0,61	0,04	0,04		0,44	1,63	10,51	3,01	0,48
C_perm	0,82			3,33		47,67	5,25	0,95	3,08
C_temp	0,99	0,18	0,01	3,34	1,58		13,08	2,48	2,22
Past	1,36	0,06	0,06	8,47	0,65	6,36		2,88	0,53
Silv	0,32	0,23		11,59	0,10	2,71	3,32		5,24
A_desc	2,90			5,86	2,99	57,38	11,63	13,75	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

De 2014 para 2017, acentuou-se a transição das culturas permanentes para as culturas temporárias com 53,09% (559,56ha) e a alteração de 50,14% (263,8ha) e 21,36% (112,38ha) de áreas descobertas para áreas de silvicultura e pastagens, respectivamente (Tabela 40, APÊNDICE E - Figura 35, APÊNDICE G - Figura 40). Essas áreas descobertas advinham de terras em pousio ou onde tinham sido feitas colheitas de cultivos agrícolas, que foram novamente cultivadas em 2014 ou transformaram-se em pastagens com o crescimento de gramíneas e outras vegetações de pasto. Ressalta-se a transferência de 20,17% (576,85ha) das áreas de silvicultura para as áreas descobertas, que foram geradas justamente do processo inverso ao supracitado, com a colheita desses cultivos.

Além disso, aponta-se a perda de 10,17% (1428,64ha) de pastagens que foram transformadas em áreas de vegetação natural (Tabela 38, APÊNDICE E - Figura x, APÊNDICE G - Figura 40). Essa transformação para áreas de vegetação natural foi intensamente fragmentada, dividindo-se em mais de 3200 fragmentos, sendo apenas 337 deles com áreas iguais ou superiores a 1ha e 52 e 16 iguais ou superiores a 5ha e 10ha, respectivamente. Os fragmentos mais extensos com pouco mais de 21ha e 31ha corresponderam a áreas onde a vegetação ripária foi restaurada, assim como a grande maioria dos demais.

Entre estes anos as áreas descobertas foram novamente as que tiveram maior quantidade de transformações, com perda de 95,33% (501,55ha) em 2014 e ganhos de 140,83% (740,90ha) em 2017. As perdas foram em grande parte resultado do plantio de culturas agrícolas temporárias, de silviculturas e da constituição de pastagens. Porém, destaca-se que 58,83ha foram reconstituídos por áreas de vegetação natural, em suma os fragmentos localizavam-se próximos a áreas destinadas a preservação permanente ou a fragmentos de vegetação natural, não ultrapassando 1ha, o maior deles tinha pouco mais que 7ha e localizava-se próximo a um corpo hídrico,

abrangendo extensões adjacentes as áreas ripárias. Os ganhos vieram, majoritariamente, da diminuição de áreas de silvicultura.

Tabela 38 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2014 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B1

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B1 ¹									
2014	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb				4,00	0,71	2,60	10,43	0,81	0,35
Min	0,18		0,05	1,85		1,10	11,85	0,02	
Agu	0,56			14,16		1,54	22,24	1,51	1,83
Veg_nat	0,43	0,19	0,09		0,13	1,63	9,43	2,72	0,25
C_perm	0,34		0,05	5,65		53,09	11,88	3,09	2,48
C_temp	1,26	0,17	0,05	2,32	0,63		13,46	1,29	0,66
Past	1,58	0,04	0,08	10,17	0,07	5,17		0,95	0,36
Silv	0,45	0,05	0,04	12,37	0,09	2,08	9,13		20,17
A_desc	4,00			11,18	1,64	7,01	21,36	50,14	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

As culturas temporárias perderam cerca de 76,59% (807,21ha) de sua área total, enquanto as silviculturas perderam 44,38% (1269,46ha), o que pode ser explicado pelo período de colheita desses cultivos agrícolas (Tabela 40, APÊNDICE E - Figura 35, APÊNDICE G - Figura 40).

De 2011 para 2017 verificou-se evidente transformação de áreas descobertas e de culturas permanentes para culturas temporárias (56,68% ou 273,49ha e 69,76% ou 1380,31ha, respectivamente). Além disso, cerca de 18,87% (1541,81ha) de culturas temporárias foram convertidas em pastagens e aproximadamente 11,87% (1726,18ha) das áreas de pastagens passaram a ser ocupadas por áreas de vegetação natural (Tabela 39, Figura 16, APÊNDICE E - Figura 35).

Tabela 39 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B1

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B1 ¹									
2011	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb			0,01	3,92	0,40	1,91	10,41	0,72	0,21
Min	0,16			3,42		0,50	9,77		
Agu	1,15			17,20		1,45	18,33	3,15	0,25
Veg_nat	0,43	0,04	0,09		0,06	1,40	10,21	2,36	0,54
C_perm	1,15			4,00		69,76	11,30	2,41	0,41
C_temp	1,66	0,30	0,03	3,06	0,95		18,87	4,16	2,05
Past	2,00	0,04	0,08	11,87	0,26	6,44		2,49	0,50
Silv	0,56	0,93	0,03	12,21	0,07	4,37	6,66		17,71
A_desc	6,57		0,79	5,91	0,12	56,68	15,01	7,96	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

O padrão de perdas, ganhos e permanência de áreas entre os tipos de uso e cobertura da terra manteve-se bastante estável, com grande perda (93,04% ou 448,96ha) e ganho (151,67% ou 731,87ha) de áreas descobertas em relação sua área total (Tabela 40, Figura 16, APÊNDICE E - Figura 35). Essa diminuição de áreas descobertas ocorreu especialmente através do aumento de culturas temporárias devido a ocupação de áreas em pousio ou onde haviam sido feitas as colheitas de cultivos agrícolas, enquanto que o acréscimo de áreas descobertas foi constituído pela diminuição de silviculturas, que deixaram o solo descoberto (Figura 12).

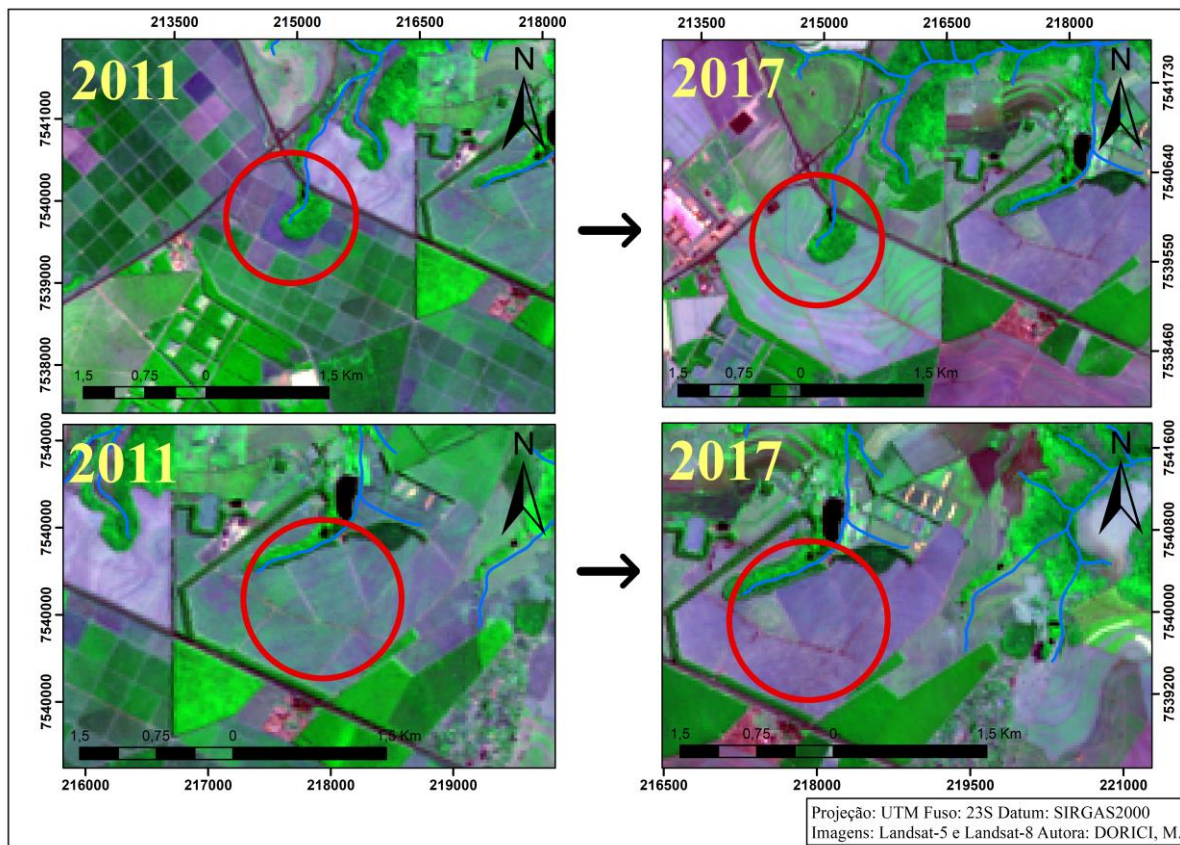


Figura 12 - Transformações da classe áreas descobertas entre os anos de 2011 e 2017

As silviculturas perderam (42,55% ou 1029,13ha) quase tanto quanto ganharam (42,56% ou 1029,57ha), ao mesmo tempo em que as culturas permanentes perderam quantidade expressiva de território (89,01% ou 1761,37ha) sem ganhos relevantes (Tabela 40, Figura 16, APÊNDICE E - Figura 35).

O aumento de águas, que corresponde a 74,07% (27,08ha) entre 2011 e 2017, foi gerado em suma pela transformação ocorrida em áreas de pastagem (11,56ha), isso devido ao enchimento de corpos hídricos e o consequente aumento de sua extensão, além do afloramento do lençol freático devido a atividades antrópicas (Figura 13).

Tabela 40 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1

Classes	Perdas, ganhos e permanência em porcentagem ¹								
	2011-2014			2014-2017			2011-2017		
	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência
Urb	15,72	29,44	84,28	18,91	28,25	81,09	17,58	41,92	82,42
Min	8,87	22,98	91,13	15,06	23,88	84,95	13,85	38,04	86,15
Agu	33,34	36,30	66,66	41,84	70,62	58,16	41,52	74,07	58,51
Veg_nat	16,77	19,76	83,23	14,87	21,52	85,13	15,11	24,95	84,89
C_perm	61,12	14,38	38,88	76,59	9,40	23,41	89,01	6,49	10,99
C_temp	23,88	29,29	76,11	19,84	18,42	80,16	31,08	34,99	68,92
Past	20,35	16,97	79,65	18,42	19,84	81,58	23,68	21,67	76,32
Silv	23,52	41,77	76,48	44,38	28,97	55,62	42,55	42,56	57,45
A_desc	94,52	103,55	5,48	95,33	140,83	4,67	93,04	151,67	6,96

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE H

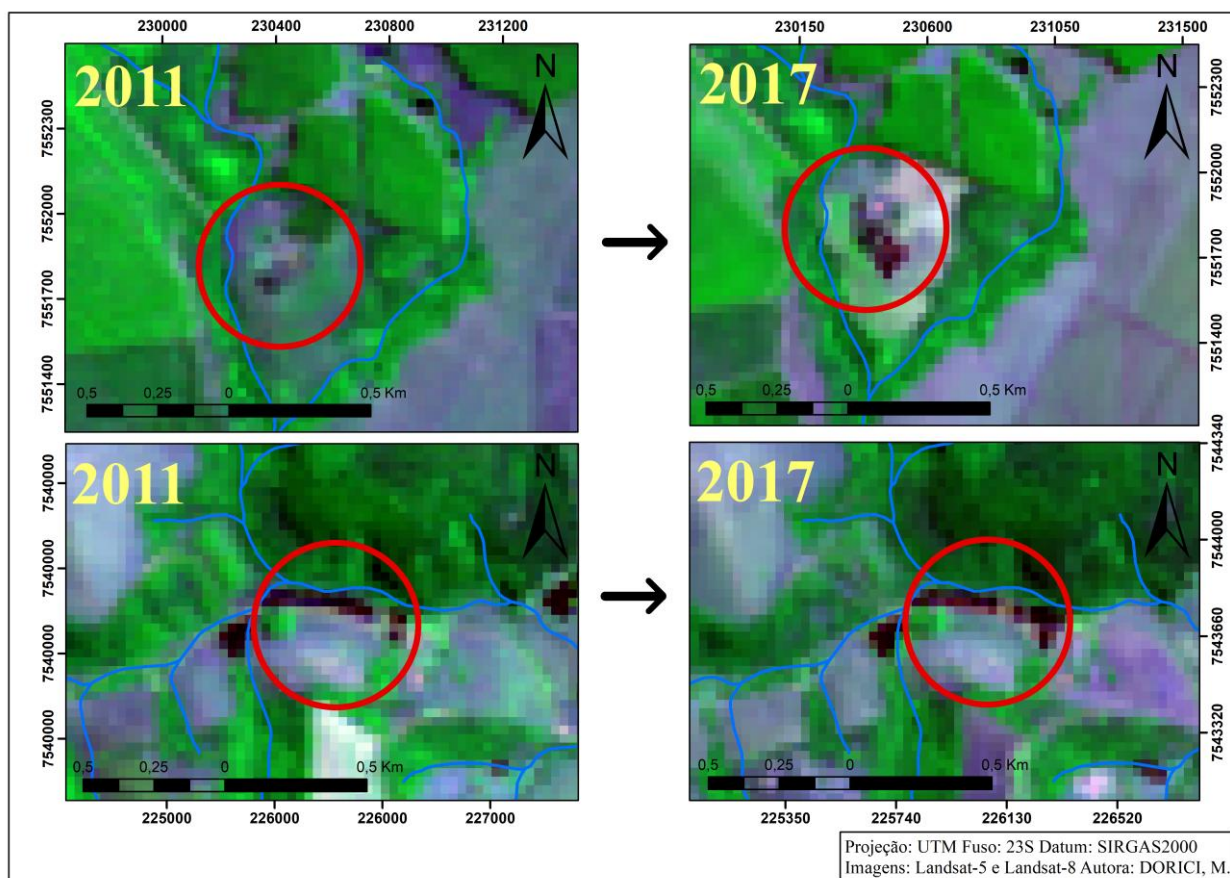


Figura 13 - Transformações da classe água entre os anos de 2011 e 2017

Ressalta-se que é importante perceber onde e de que forma as modificações nas áreas de vegetação natural e nas áreas urbanizadas se sucederam, isso porque, esses usos são vitais na dinâmica da paisagem. Enquanto as áreas urbanizadas tendem a ser mais constantes e menos sujeitas a modificações, as áreas de vegetação natural são essenciais à manutenção dos ecossistemas naturais e dos serviços ecossistêmicos e tendem a sofrer mais diminuições do que acréscimos na paisagem como um todo.

Apesar disso, houve um acréscimo de 24,95% (2440,76ha) de áreas de vegetação natural do ano de 2011 para o ano de 2017, que aconteceu de forma bastante fragmentada por toda sub-bacia hidrográfica B1, com fragmentos em sua maioria com área inferior ou igual a 1ha. Dos mais de 4290 fragmentos de vegetação natural acrescentados de um ano a outro, apenas pouco mais de 480 tinham valor igual ou superior a 1ha e cerca de 37 com área igual ou superior a 10ha. Os maiores fragmentos não ultrapassaram 36ha e foram gerados pela restauração de áreas de vegetação ripária (Figura 14).

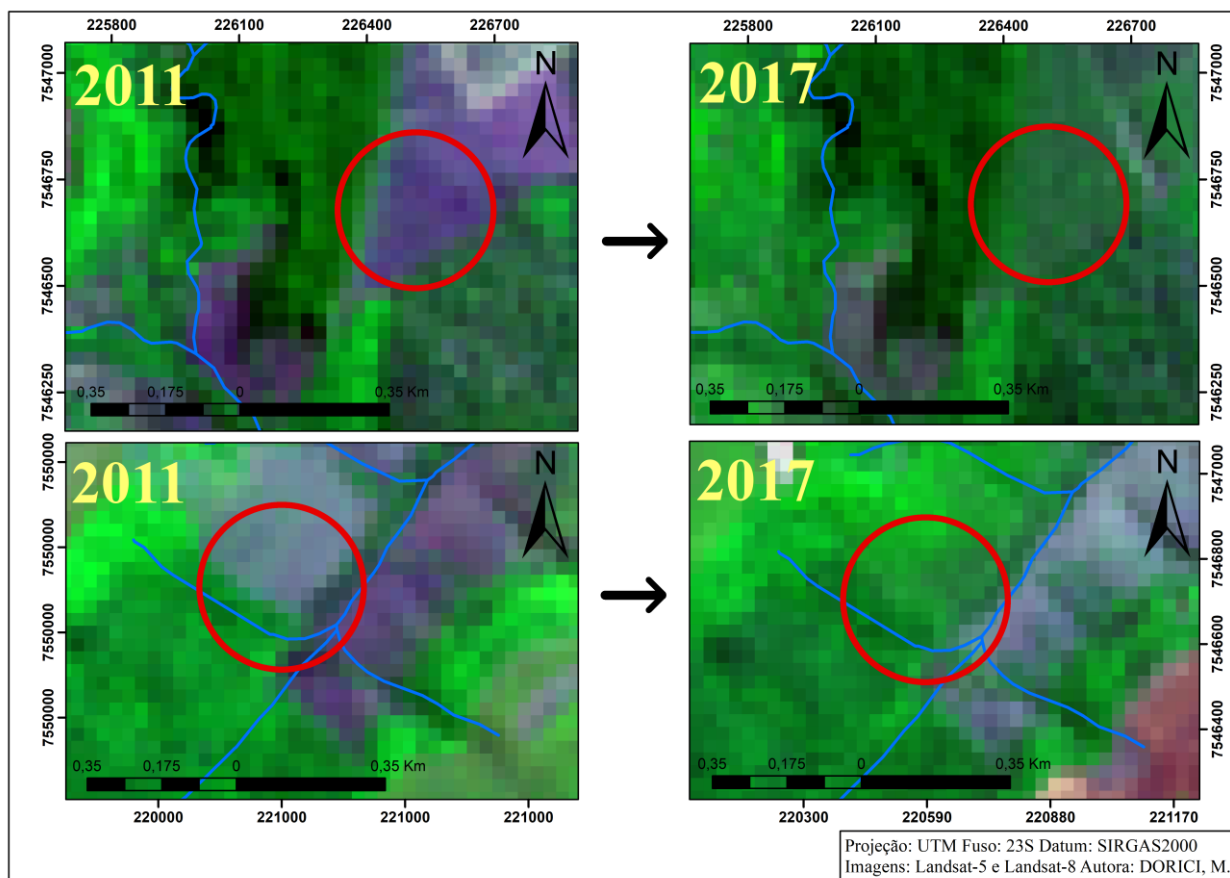


Figura 14 - Transformações da classe áreas de vegetação natural entre os anos de 2011 e 2017

Ademais, neste período, as áreas urbanizadas tiveram decréscimo de aproximadamente 17,58% (225,25ha). As maiores perdas foram para áreas de pastagens (10,41% ou 133,44ha) e de vegetação natural (3,92% ou 50,28ha). A transformação de áreas urbanizadas para áreas de vegetação natural decorreu-se pontualmente nas bordas ou proximidades de áreas urbanas e outras áreas urbanizadas, com a recuperação da vegetação ripária e de outras áreas de vegetação natural próximas a rodovias, por exemplo. A maioria dos fragmentos verificados possuía extensão territorial inferior a 1ha, sendo o maior deles com extensão de aproximadamente 3ha (Figura 15a).

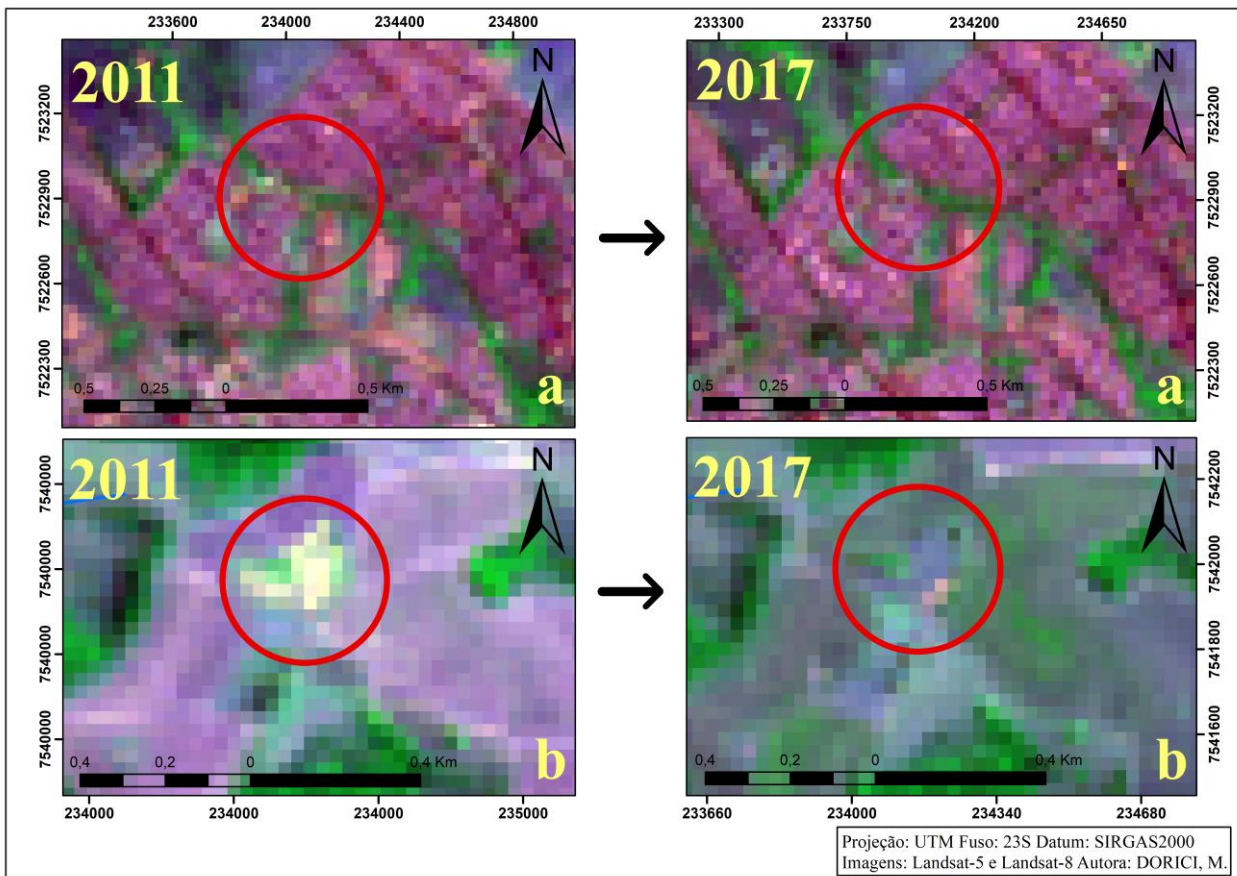


Figura 15 - Transformações da classe áreas urbanizadas entre os anos de 2011 e 2017

A transformação de áreas urbanizadas para áreas de pastagem deu-se de modo semelhante com poucos fragmentos alcançando extensão igual ou superior a 1ha e com os maiores não ultrapassando 12ha (Figura 15b).

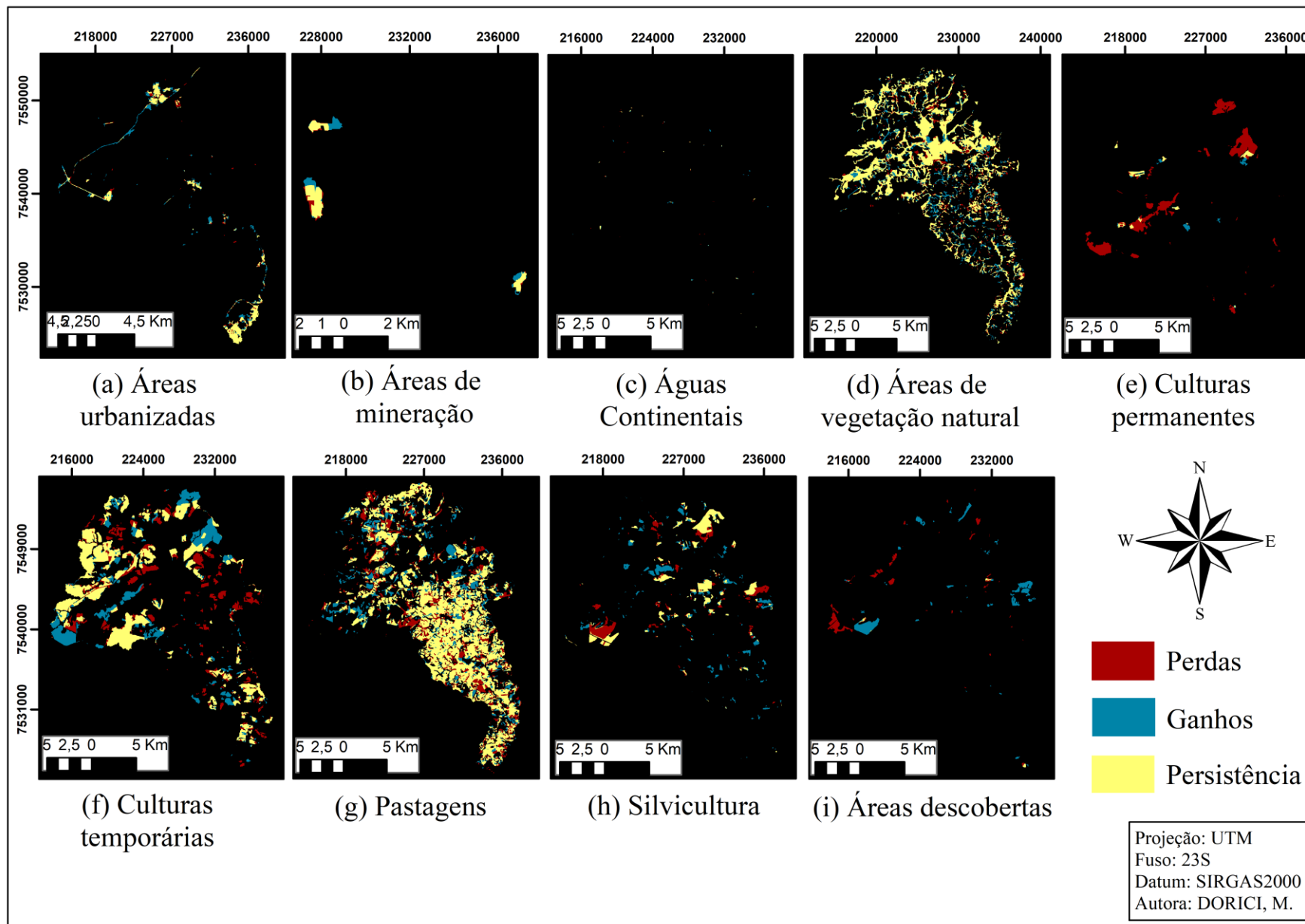


Figura 16 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1 entre 2011 e 2017

7.2.2 Sub-bacia hidrográfica B2

Em 2011, 36,5% do território de 48.039,8ha da sub-bacia hidrográfica B2 era ocupado por pastagens, 30,57% com áreas urbanizadas e 19,59% por áreas de vegetação natural, sobrando menos de 15% da área com outros tipos de uso e cobertura da terra.

Em 2014, as pastagens que eram o tipo de uso da terra mais vasto reduziram-se para 32,53% de ocupação do território, as áreas urbanizadas passaram a estender-se por 31,53% e as áreas de vegetação natural por 22,41% (Tabela 41).

Tabela 41 - Uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2

Classes	2011		2014		2017	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Urb	14688,10	30,57	15145,90	31,53	14494,00	30,17
Min	173,07	0,36	211,58	0,44	188,96	0,39
Agu	278,35	0,58	248,03	0,52	233,94	0,49
Veg_nat	9411,34	19,59	10767,30	22,41	15078,22	31,39
C_perm	911,73	1,90	1232,63	2,57	574,28	1,20
C_temp	2356,27	4,90	2686,94	5,59	2393,41	4,98
Past	17534,00	36,50	15625,91	32,53	12731,60	26,50
Silv	1065,35	2,22	1290,79	2,69	1049,53	2,18
A_desc	1621,59	3,38	830,72	1,73	1295,86	2,70
Total	48039,80	100	48039,80	100	48039,80	100

Em 2017, dentre os três tipos de uso da terra mais abrangentes, somente as áreas de vegetação natural tiveram acréscimo ficando com 31,39% de ocupação, as áreas urbanizadas reduziram para 30,17% e as pastagens para 26,5% (Figura 17).

Na sub-bacia hidrográfica B2 as áreas descobertas continuaram sendo as que sofreram maior instabilidade, com consideráveis porcentagens de perdas e de ganhos de área entre os anos.

Entre 2011 e 2014 a perda de áreas descobertas foi de 72,75% (1179,65ha) e o ganho foi de 23,98% (388,78ha), com permanência de 27,25% no território (441,94ha). Neste período aproximadamente 18,79% (304,08ha) das áreas descobertas, existentes em 2011, transformaram-se em culturas temporárias em 2014 e outros 19,99% (324,08ha) em pastagens, isso devido, principalmente, as áreas descobertas correspondentes a áreas de pousio que foram novamente cultivadas em 2014 ou então tornaram-se pastagens (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 41).

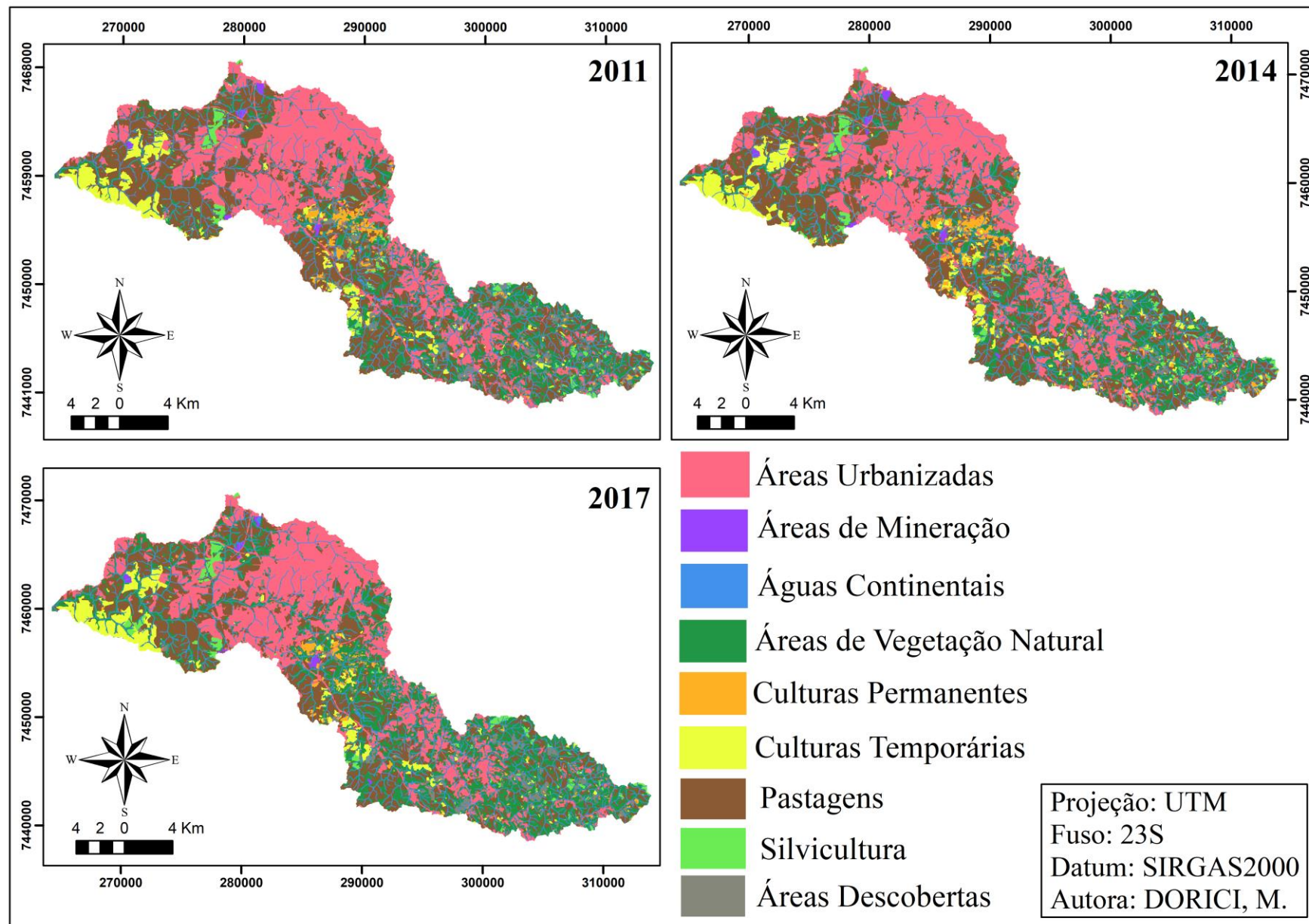


Figura 17 - Classificação do uso e cobertura da terra correspondente a sub-bacia hidrográfica B2

Ademais, as silviculturas tiveram perda de 33,45% (356,38ha) e ganho de 54,61% (581,82ha) com persistência de 66,55% (708,97ha) de sua área. Cerca de 19,47% (207,45ha) da área ocupada por silvicultura transformou-se em áreas de vegetação natural, uso que teve acréscimo de 37,04% (3486,28ha) nesse intervalo, com importante contribuição das conversões advindas de pastagens (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 41).

Apenas 47 polígonos de silvicultura convertidos em áreas de vegetação natural tiveram área igual ou superior a 1ha e 9 a 5ha. Os dois maiores foram os únicos superiores a 10ha e ocuparam áreas de aproximadamente 18ha e 25ha, em locais que, aparentemente, ocorreu a colheita do cultivo e a vegetação natural parece ter entrado em processo de regeneração nos anos seguintes (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 41).

As pastagens tiveram perda de 28,25% (3045,61ha) de sua área no período, e sofreu transformação de 13,46% (2307,83ha) para áreas de vegetação natural e de outros 8,80% (1542,16ha) para áreas urbanizadas (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 41).

O ganho de áreas de vegetação natural advindo das pastagens ocorreu de maneira bastante fragmentada em cerca de 3463 polígonos diferentes, sendo que desses apenas 634 possuíam área igual ou superior a 1ha, 74 com área igual ou superior a 5ha e 19 com área igual ou superior a 10ha. O maior destes fragmentos possuía área de aproximadamente 24ha em uma área de nascente e os demais fragmentos com extensão superior a 10ha não foram maiores que cerca de 18ha e ocorreram extensamente ao entorno de corpos hídricos (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 41).

As culturas permanentes também tiveram importante perda (40,34% ou 367,78ha) e ganho (75,54% ou 688,68ha), com transformação de 15,49% (141,27ha) em pastagens (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 41).

Destaca-se que 1786 polígonos correspondentes a áreas urbanizadas, no ano de 2011, foram transformados em polígonos pertencentes a áreas de vegetação natural, em 2014, o que corresponde a uma perda de 4,43% (650,07ha) das áreas urbanizadas para áreas de vegetação natural, nesse período. Entretanto, somente 171 desses polígonos possuíam extensão territorial igual ou superior a 1ha, sendo que o maior deles apresentou área pouco maior que 13ha, localizando-se próximo a uma área densamente urbanizada no entorno da nascente de um corpo hídrico (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 41).

Ademais, as áreas urbanizadas de 2011 convertidas em áreas de pastagens em 2014 (6,37% ou 936,3ha), foram dispostas em mais de 1470 polígonos em que aproximadamente 242 indicavam áreas iguais ou superiores a 1ha e 32 iguais ou superiores a 5ha. A maior área convertida em pastagem possuía mais de 21ha e era uma área próxima a uma nova obra urbana

que depois teve o nascimento de gramíneas e foi considerada como área de pastagem (Tabela 42, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 41).

Tabela 42 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2014 na sub-bacia hidrográfica B2

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B2 ¹									
2011	2014								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,06	0,12	4,43	0,12	0,16	6,37	0,13	0,33
Min	1,95			3,81		0,13	5,11		2,21
Agu	4,97			16,34	0,82	0,31	14,67	1,72	0,29
Veg_nat	4,05	0,06	0,24		1,39	0,87	11,44	4,23	0,35
C_perm	1,99		0,10	10,23		6,21	15,49	0,18	6,13
C_temp	1,06	0,41	0,02	2,42	2,14		19,10	0,08	1,33
Past	8,80	0,11	0,19	13,16	1,46	2,64		0,74	1,15
Silv	1,63	0,24	0,11	19,47	1,96	0,65	8,14		1,25
A_desc	11,04	0,86	0,10	7,31	12,99	19,99	18,79	1,65	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

De 2014 para 2017, aproximadamente 22,53% (3520,44ha) de pastagens tornaram-se áreas de vegetação natural, explicando boa parte da perda de 35,33% (5520,77ha) deste tipo de uso na época. No mesmo período 21,56% (179,14ha) das áreas descobertas converteram-se em pastagens, com perda total de 54,44% (452,26ha) de sua extensão. Entretanto, 110,44% (917,41ha) de áreas descobertas foram acrescidas a sub-bacia hidrográfica, em sua maioria advindos de áreas de culturas temporárias (10,09% ou 271,06ha) (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 42).

As culturas permanentes tiveram perda de 74,42% (917,38ha), sendo transformadas em sua maioria para áreas de vegetação natural (40,39% ou 497,90ha) e as áreas de vegetação natural apontaram ganho de 55,42% (5967,70ha) em grande parte advindos de pastagens (22,53% ou 3520,44ha), o que contribuiu para explicar o aumento de quase 10% ocorrido nas áreas de vegetação natural entre 2014 e 2017 (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 42).

O ganho de áreas de vegetação natural advindo das pastagens sucedeu-se por toda extensão da sub-bacia hidrográfica B2, em um total de 3410 fragmentos. Desses fragmentos apenas 699 dispunham de área igual ou superior a 1ha e 155 de área igual ou superior a 5ha, 56 fragmentos detinham territórios iguais ou superiores a 10ha, o maior deles equivalendo-se a pouco mais que 63ha. Esse último mostrou um adensamento de áreas de vegetação natural, já existentes no ano de 2014, ao entorno de corpos hídricos superficiais (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 42).

Os 497,90ha de áreas de vegetação natural advindos de culturas permanentes encontravam-se densamente localizados na parte central da sub-bacia hidrográfica B2, bastante próximos as áreas urbanizadas. A maioria dos fragmentos não ultrapassava a extensão de 1ha e apenas 20 deles equivaliam a áreas iguais ou superiores a 5ha. Metade destes fragmentos estendiam-se por um território superior a 10ha e o maior deles despontava com pouco mais de 118ha de extensão, que caracterizasse como uma área de adensamento da área de vegetação natural presente no ano de 2014 (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 42).

As áreas urbanizadas, áreas de mineração, águas continentais, áreas de vegetação natural, culturas temporárias e pastagens tiveram grande persistência de áreas neste período, com permanência acima de 60% (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 42).

Entretanto, vale destacar a perda de 7,20% (1090,26ha) e de 6,28% (951,21ha) das áreas urbanizadas de 2014 para as áreas de vegetação natural e de pastagem do ano de 2017, respectivamente (Tabela 45, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 42).

A perda de áreas urbanizadas para áreas de vegetação natural ocorreu de forma amplamente fragmentada em cerca de 2494 fragmentos distintos, porém, somente 276 desses compreendiam área igual ou superior a 1ha, 25 deles área igual ou superior a 5ha e 7 fragmentos com área superior a 10ha. Os dois maiores fragmentos estendiam-se por mais que 21ha e 44ha em áreas de adensamento da vegetação natural.

Em relação as pastagens o mesmo padrão foi encontrado, com 1505 fragmentos transformados e apenas 263 fragmentos com extensão igual ou superior a 1ha, 29 fragmentos com extensão igual ou superior a 5ha e 8 deles com mais de 10ha de área. Apesar disso, os mais extensos dos fragmentos de transição para pastagens não ultrapassaram 20ha (Tabela 43, APÊNDICE E - Figura 36, APÊNDICE G - Figura 42).

Tabela 43 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2014 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B2

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B2 ¹									
2014	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,05	0,05	7,20	0,06	0,18	6,28	0,07	0,74
Min	4,30		6,52	6,41	0,28	0,43	3,37	0,08	1,27
Agu	6,46			21,43	0,37	0,02	7,20	0,35	0,13
Veg_nat	3,70	0,04	0,21		0,35	0,45	8,00	1,74	0,89
C_perm	1,62		0,04	40,39		3,80	13,45	0,13	15,00
C_temp	1,63	0,05	0,03	7,66	1,66		13,78	0,16	10,09
Past	6,21	0,07	0,17	22,53	0,68	3,08		1,01	1,57
Silv	1,23		0,19	39,43	0,40	0,28	5,76		0,41
A_desc	10,79	0,13	0,02	9,32	6,63	4,76	21,56	1,24	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

Entre 2011 e 2017 destacaram-se o acréscimo de 73,77% (6942,98ha) de áreas de vegetação natural, advindos prioritariamente de pastagens (26,08% ou 4572,64ha) e de áreas urbanizadas (8,18% ou 1201,87ha). A perda de 70,69% (644,49ha) de culturas permanentes, com transformação de 43,24% (394,19ha) em áreas de vegetação natural e de 40,19% (7047,58ha) de pastagens que passaram a ser ocupadas, primordialmente, por áreas urbanizadas (5,87% ou 862,41ha) (Tabela 44, Figura 20, APÊNDICE E - Figura 36).

Tabela 44 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B2

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B2 ¹									
2011	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,09	0,06	8,18	0,06	0,10	5,87	0,09	0,47
Min	3,17		7,96	8,27		0,02	5,77		2,51
Agu	4,63			28,31	0,38	0,05	8,22	0,43	0,23
Veg_nat	3,30	0,05	0,18		0,35	0,62	6,20	1,95	0,91
C_perm	2,70	0,01	0,05	43,24		3,22	13,33	0,14	8,00
C_temp	1,65	0,43	0,05	6,67	1,57		12,24	0,07	3,31
Past	8,13	0,13	0,16	26,08	0,67	2,42		1,05	1,55
Silv	1,49	0,25	0,23	29,21	1,99	0,26	6,57		0,50
A_desc	10,13	0,59	0,10	13,13	5,45	7,34	17,66	1,85	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

No ano de 2017 houve um acréscimo substancial de áreas de vegetação natural que em 2011 eram classificadas como pastagem, no entanto, esse aumento foi altamente fragmentado por toda sub-bacia hidrográfica, em mais de 3100 fragmentos distribuídos pela paisagem. Desses fragmentos uma minoria era superior a 1ha e menos de 1% superiores a 5ha, todos localizados próximos a corpos hídricos (Figura 18a).

A transformação de culturas permanentes para áreas de vegetação natural não foi tão ampla quanto à ocorrida por meio das pastagens e deu-se agrupada, prioritariamente, na região central da sub-bacia hidrográfica B2. Os fragmentos localizaram-se excepcionalmente próximos as áreas mais densamente urbanizadas da sub-bacia, em sua maioria, com áreas inferiores a 1ha. Lamentavelmente, os fragmentos de maior extensão mostraram que não é nítida sua classificação e as culturas permanentes podem ter facilmente se confundido com áreas de vegetação natural já existentes no local (Figura 18b)

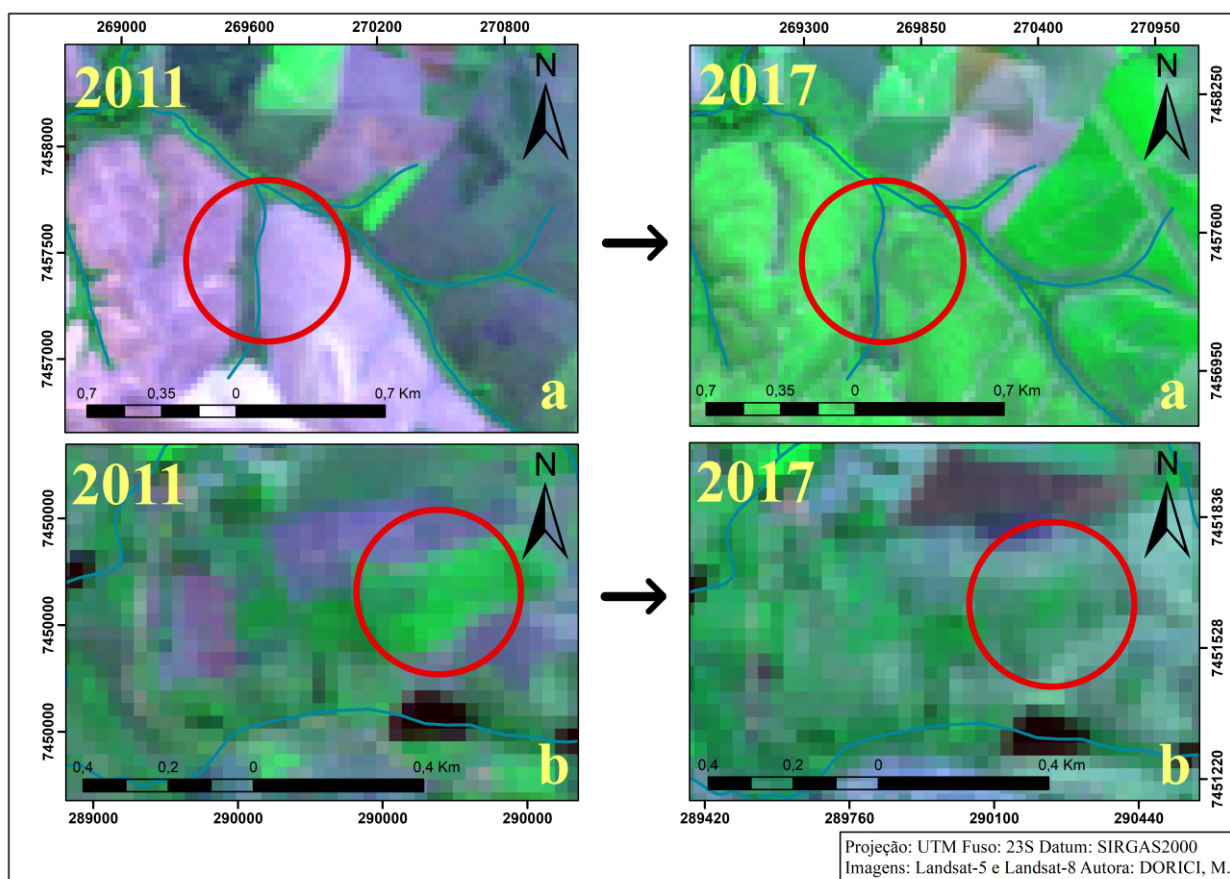


Figura 18 - Transformações na classe áreas de vegetação natural entre os anos de 2011 e 2017

Tabela 45 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2

Perdas, ganhos e permanência em porcentagem¹

Classes	2011-2014			2014-2017			2011-2017		
	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência
Urb	11,72	14,84	88,28	14,63	10,32	85,37	14,93	13,61	85,07
Min	13,21	35,46	86,79	22,66	11,97	77,34	27,71	36,89	72,29
Agu	39,11	28,22	60,89	35,97	30,29	64,03	42,24	26,29	57,75
Veg_nat	22,64	37,04	77,36	15,39	55,42	84,61	13,56	73,77	86,44
C_perm	40,34	75,54	59,66	74,42	21,02	25,57	70,69	33,67	29,31
C_temp	26,56	40,60	73,44	35,05	24,13	64,95	25,99	27,56	74,01
Past	28,25	17,37	71,75	35,33	16,81	64,67	40,19	12,80	59,81
Silv	33,45	54,61	66,55	47,70	29,01	52,30	40,49	39,00	59,51
A_desc	72,75	23,98	27,25	54,44	110,44	45,56	56,27	36,19	43,73

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE H

As áreas urbanizadas que foram perdidas em detrimento das áreas de vegetação natural sucederam-se em mais de 1900 polígonos por toda sub-bacia hidrográfica, com a maior parte dos fragmentos com área inferior a 1ha e cerca de 30 fragmentos com área igual ou superior a 5ha. Os fragmentos com área superior a 10ha localizaram-se, predominantemente, na região noroeste da sub-bacia em territórios onde as áreas de vegetação natural e as áreas urbanizadas se misturam na

formação do padrão de uso classificado. Notou-se, porém, o adensamento da vegetação natural entre 2011 e 2017 nessas áreas, não superiores a 40 ha (Figura 19a).

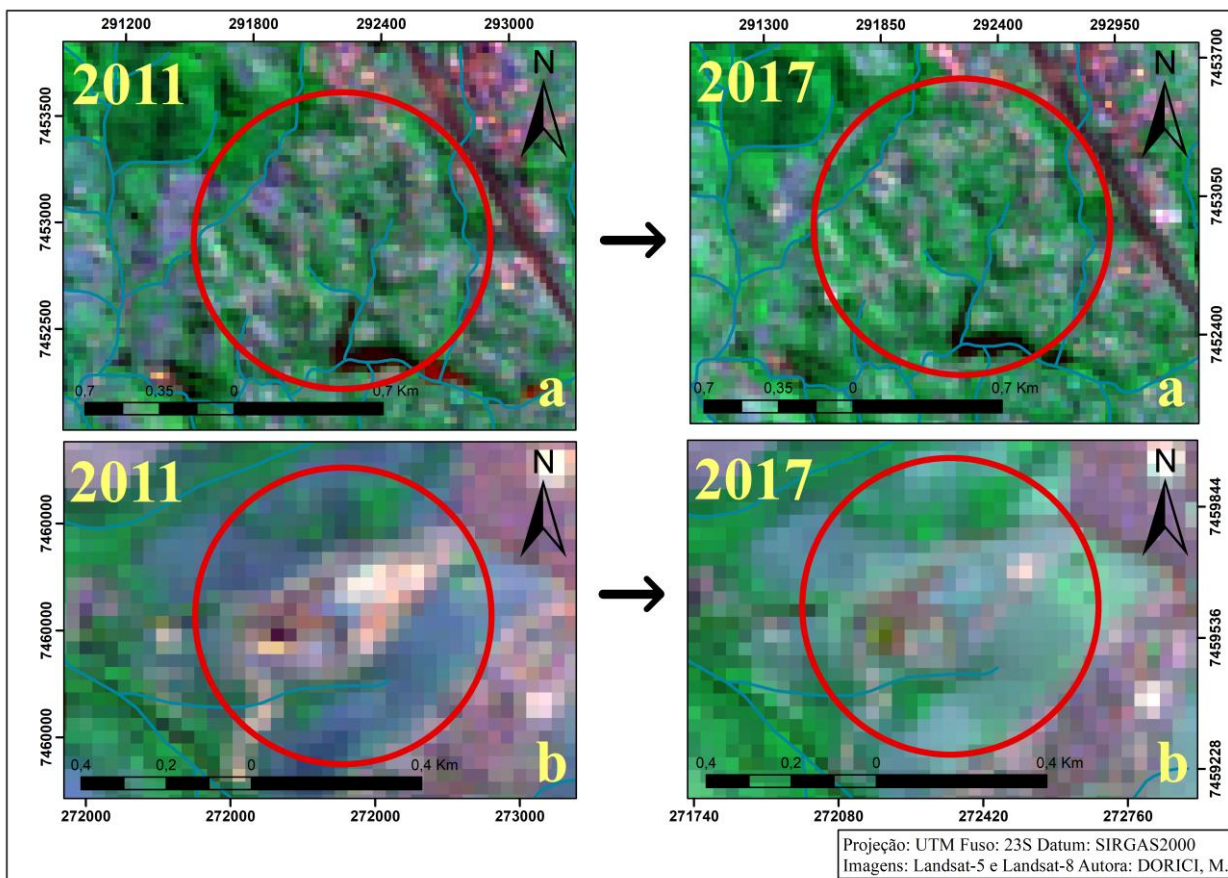


Figura 19 - Transformações da classe áreas urbanizadas entre os anos de 2011 e 2017

Da mesma forma as áreas urbanizadas transformadas em pastagens exibiram-se por toda sub-bacia hidrográfica em mais de 1300 fragmentos, em que apenas 232 possuíam área igual ou superior a 1ha, 25 deles área igual ou superior a 5ha e somente 4 fragmentos tiveram área superior a 10ha (Figura 19b).

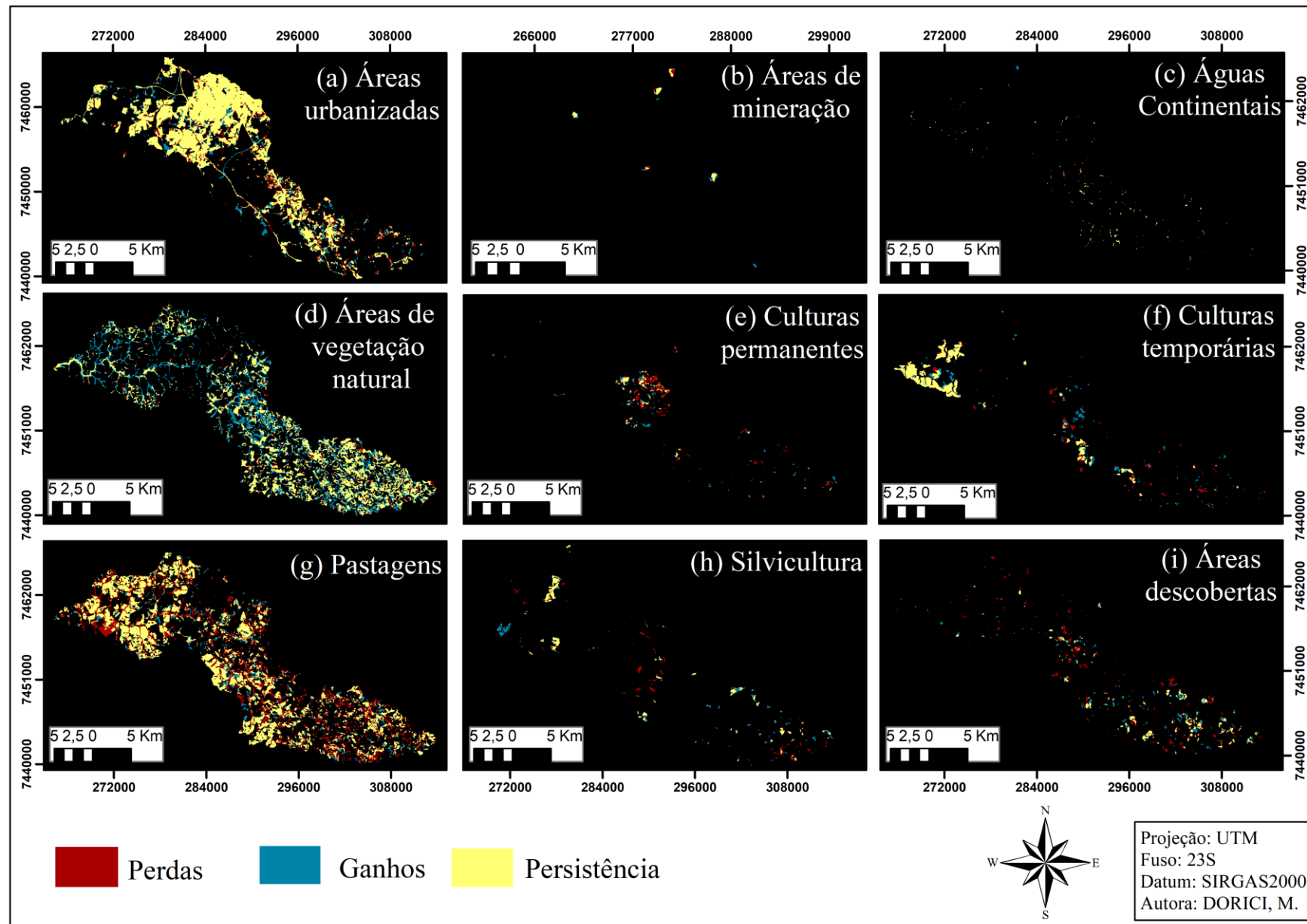


Figura 20 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2 entre 2011 e 2017

7.2.3 Sub-bacia hidrográfica B3

Em 2011, as áreas de vegetação natural correspondiam a 40,02% da sub-bacia hidrográfica B3, sendo esse o tipo de uso da terra mais abrangente do território de 11.835,99ha. Nesse ano, as pastagens eram o segundo tipo de uso da terra mais amplo com 28,69% e o terceiro eram as áreas urbanizadas que se especializavam por 15,44% da área (Tabela 46).

Tabela 46 - Uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3

Classes	2011		2014		2017	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Urb	1827,36	15,44	2054,29	17,36	2444,83	20,66
Min	67,09	0,57	80,67	0,68	91,08	0,77
Agu	182,85	1,54	194,96	1,65	186,09	1,57
Veg_nat	4736,33	40,02	4835,92	40,86	4396,31	37,14
C_perm	227,38	1,92	241,49	2,04	54,06	0,46
C_temp	638,67	5,40	278,43	2,35	136,14	1,15
Past	3396,31	28,69	3328,95	28,13	4008,76	33,87
Silv	650,71	5,50	500,23	4,23	389,23	3,29
A_desc	109,29	0,92	321,05	2,71	129,49	1,09
Total	11835,99	100	11835,99	100	11835,99	100

Esse padrão permaneceu o mesmo em 2014, porém, com acréscimo das áreas de vegetação natural (40,86%) e de áreas urbanizadas (17,36%). Além disso, houve leve diminuição na extensão correspondente as áreas de pastagens (28,13%), com os demais tipos de uso e cobertura da terra alastrando-se por 13,66% do território.

Em 2017, as áreas de vegetação natural estendiam-se por 37,14% da sub-bacia hidrográfica, 33,87% eram ocupados por pastagens e 20,66% por áreas urbanizadas. Com outras tipologias de uso e cobertura da terra ocupando cerca de 8,33% (Figura 21).

Na sub-bacia hidrográfica B3 salientou-se ganho expressivo de áreas descobertas (272,75% ou 298,10ha) advindos principalmente de culturas temporárias (15,91% ou 101,59ha) e de pastagens (2,94% ou 99,77ha). As culturas temporárias tiveram perdas relevantes de 78,59% (501,96ha), com conversões de 45,56% (291ha) para pastagens (Tabela 50, APÊNDICE E - Figura 37, APÊNDICE G - Figura 43).

Ressalta-se que as pastagens perderam 36,13% (1227,25ha) de sua área ao mesmo tempo que ganharam 34,15% (1159,88), as perdas ocorreram, prioritariamente, devido a conversão de 15,25% (518,01ha) em áreas de vegetação natural, e os ganhos podem ser explicados, majoritariamente, pela perda de 11,12% (526,51ha) de áreas de vegetação natural para pastagens (Tabela 50, APÊNDICE E - Figura 37, APÊNDICE G - Figura 43).

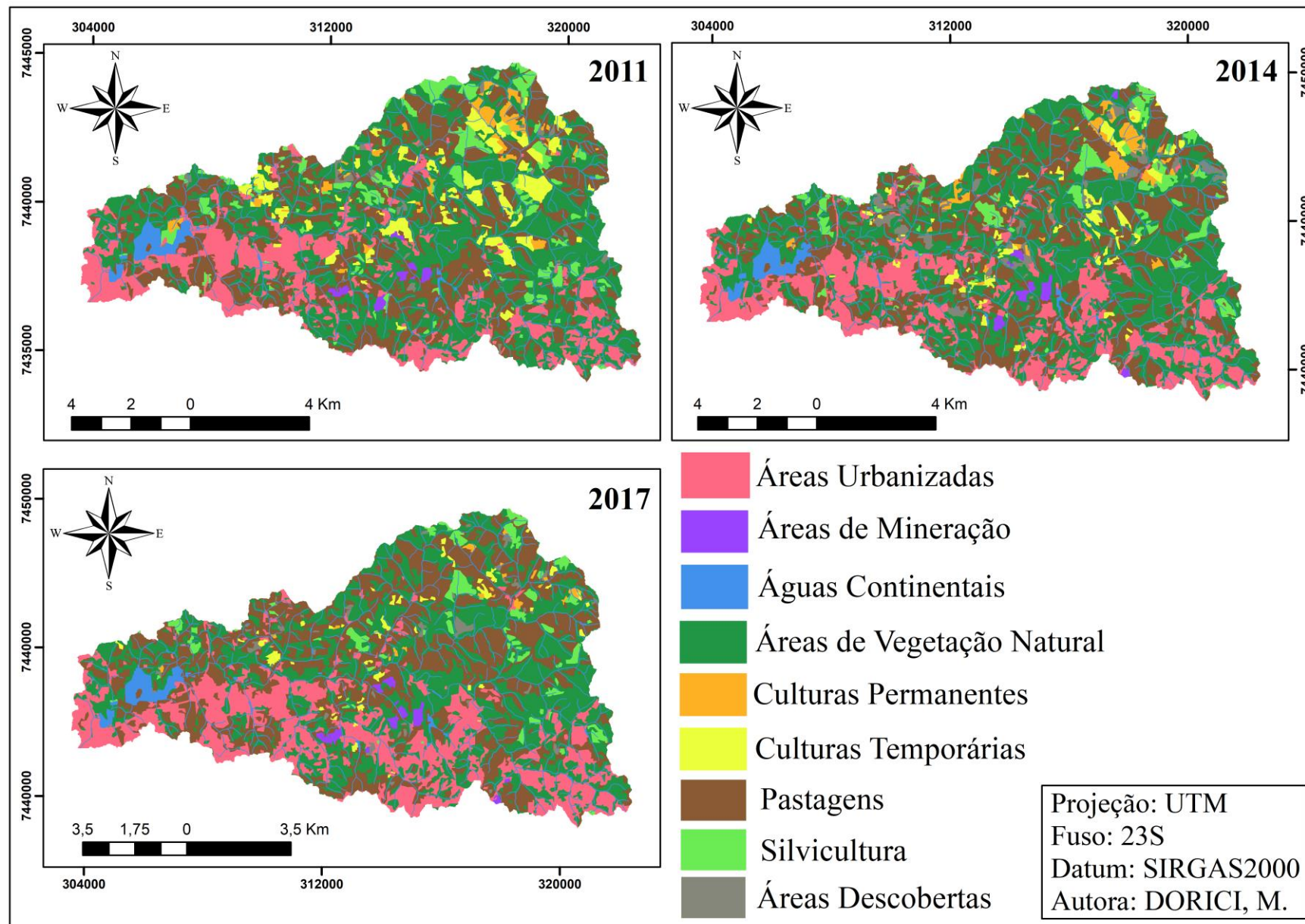


Figura 21 - Classificação do uso e cobertura do solo correspondente a sub-bacia hidrográfica B3

O acréscimo de áreas de vegetação natural provenientes de áreas de pastagens sucedeu-se de maneira fragmentada por todo o território da sub-bacia hidrográfica B3, em 1275 fragmentos. Desses fragmentos 136 apresentavam extensão igual ou superior a 1ha e 11 áreas superior a 5ha, o maior fragmento possuía área pouco maior que 9ha e mostrou um local de adensamento da vegetação natural sobre a área classificada como pastagem, como ocorreu na maior parte dos fragmentos que caracterizaram essa transição (Tabela 47, APÊNDICE E - Figura 37, APÊNDICE G - Figura 43).

Tabela 47 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2014 na sub-bacia hidrográfica B3

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B3 ¹									
2011	2014								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,04	0,36	9,54	0,07	0,18	12,20	0,16	0,64
Min	1,25			3,91		0,16	5,31		20,50
Agu	1,66			4,52	0,03	0,21	4,59		0,25
Veg_nat	4,39	0,24	0,25		0,54	0,70	11,12	2,17	0,77
C_perm	0,41			7,14		12,52	16,55	1,00	12,38
C_temp	3,60	0,21	0,13	6,46	4,78		45,56	1,94	15,91
Past	11,91	0,49	0,32	15,25	1,33	2,04		1,86	2,94
Silv	0,39	0,53	0,36	43,34	0,73	0,55	6,10		0,96
A_desc	7,07	0,65	0,00	12,05	18,86	3,15	27,58	9,65	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

Entre 2014 e 2017 destacou-se a perda de 88,48% (213,67ha) de culturas permanentes, em grande parte para pastagens, que passaram a ocupar 67,00% (161,79ha) dessas áreas. A perda de 82,35% (229,29ha) de culturas temporárias que se converteram, em sua maioria, para pastagens 60,27% (167,80ha) e a perda de 84,41% (271,01ha) de áreas descobertas transformadas, relevantemente, em pastagens 51,27% (164,60ha) (Tabela 50, APÊNDICE E - Figura 37, APÊNDICE G - Figura 44).

Salienta-se considerável ganho de 43,48% (1447,46ha) de pastagens que pôde, em partes, ser explicado pela transformação de 13,54% (654,96ha) de áreas de vegetação natural nas mesmas e acréscimo expressivo de áreas urbanizadas 35,67% (732,67ha), majoritariamente, devido a conversão de 11,23% (373,78ha) de pastagens e 6,43% (310,92ha) de áreas de vegetação natural em áreas deste tipo (Tabela 50, APÊNDICE E - Figura 37, APÊNDICE G - Figura 44).

Todavia, notou-se que as áreas urbanizadas de 2014 tiveram 4,91% (100,77ha) de sua área perdidas para áreas de vegetação natural e 11,31% (232,28ha) para pastagens, ambas por toda sub-bacia hidrográfica em mais de 300 fragmentos cada. Em relação a áreas de vegetação natural apenas 16 fragmentos apresentaram área superior a 1ha, sendo que o maior deles não ultrapassou 6ha, localizados entre áreas urbanizadas e áreas de vegetação natural. Quanto as pastagens, 72

fragmentos exibiram áreas superiores a 1ha e 6 fragmentos áreas superiores a 5ha, alcançando o mais extenso dos fragmentos aproximadamente 8,86ha (Tabela 48, APÊNDICE E - Figura 37, APÊNDICE G - Figura 44).

Tabela 48 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2014 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B3

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B3 ¹									
2014	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,08	0,10	4,91		0,05	11,31	0,04	0,17
Min	6,87			9,72			8,19		8,89
Agu	4,66			5,08	0,03	0,02	5,28	0,76	0,02
Veg_nat	6,43	0,10	0,18		0,08	0,20	13,54	1,46	0,20
C_perm	0,64		0,03	10,52		5,21	67,00	0,28	4,80
C_temp	4,35		0,08	8,39	0,39		60,27	0,32	8,57
Past	11,23	0,25	0,32	9,01	0,12	1,04		0,48	0,62
Silv	1,45			28,44	0,48	0,14	9,82		0,59
A_desc	3,88	7,05	0,18	7,65	4,55	8,86	51,27	0,97	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

Considerando-se a transição entre 2011 e 2017 percebeu-se expressiva diminuição de áreas descobertas (90,67% ou 99,10ha) com transformação acentuada para pastagens (47,80% ou 52,24ha). Redução de 33,33% (1131,89ha) de pastagens, explicada, principalmente, pela conversão de 17,90% (607,81ha) em áreas de vegetação natural e de 25,10% (1188,65ha) de áreas vegetação natural transformadas, primordialmente, em pastagens (14,81% ou 701,55ha). As culturas temporárias reduziram-se em 89,01% (568,45ha), sendo que 70,82% (452,33ha) foram convertidos em pastagens (Tabela 50, Figura 24, APÊNDICE E - Figura 37).

Aponta-se que os acréscimos mais expressivos ocorreram nas pastagens com 51,36% (1744,35ha) que teve contribuição de 14,81% (701,55ha) das áreas de vegetação natural, nas áreas urbanizadas (55,63% ou 1016,57ha) advindos, em sua maioria, de pastagens (17,90% ou 607,81ha) e de áreas de vegetação natural (17,92% ou 848,63ha) provenientes sobretudo de pastagens (10,65% ou 361,73ha) e silviculturas (47,06% ou 306,21ha) (Tabela 49, Figura 24, APÊNDICE E - Figura 37).

Mais de 1000 fragmentos classificados como pastagem em 2011 foram transformados em áreas de vegetação natural no ano de 2017, porém, a maior parte desses não ultrapassou a área de 1ha e somente 4 deles exibiram áreas superiores a 5ha. Os fragmentos de maior extensão territorial possuíam pouco mais de 10ha e mostram o adensamento e ganho de áreas de vegetação natural em prol das pastagens (Figura 22a).

Tabela 49 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B3

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B3 ¹									
2011	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,06	0,42	5,24		0,02	15,93	0,04	0,13
Min	7,08			2,10			5,99		12,12
Agu	2,43			3,90		0,07	4,88	0,17	0,10
Veg_nat	7,57	0,28	0,26		0,20	0,28	14,81	1,44	0,26
C_perm	0,14		0,02	10,16		1,37	71,13	0,83	9,55
C_temp	3,69	0,13	0,01	6,21	0,24		70,82	1,61	6,29
Past	17,90	0,67	0,13	10,65	0,52	1,29		1,32	0,85
Silv	1,68		0,02	47,06	0,35	0,44	11,14		0,87
A_desc	5,90	3,88	0,02	12,50	6,97	2,04	47,80	11,57	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

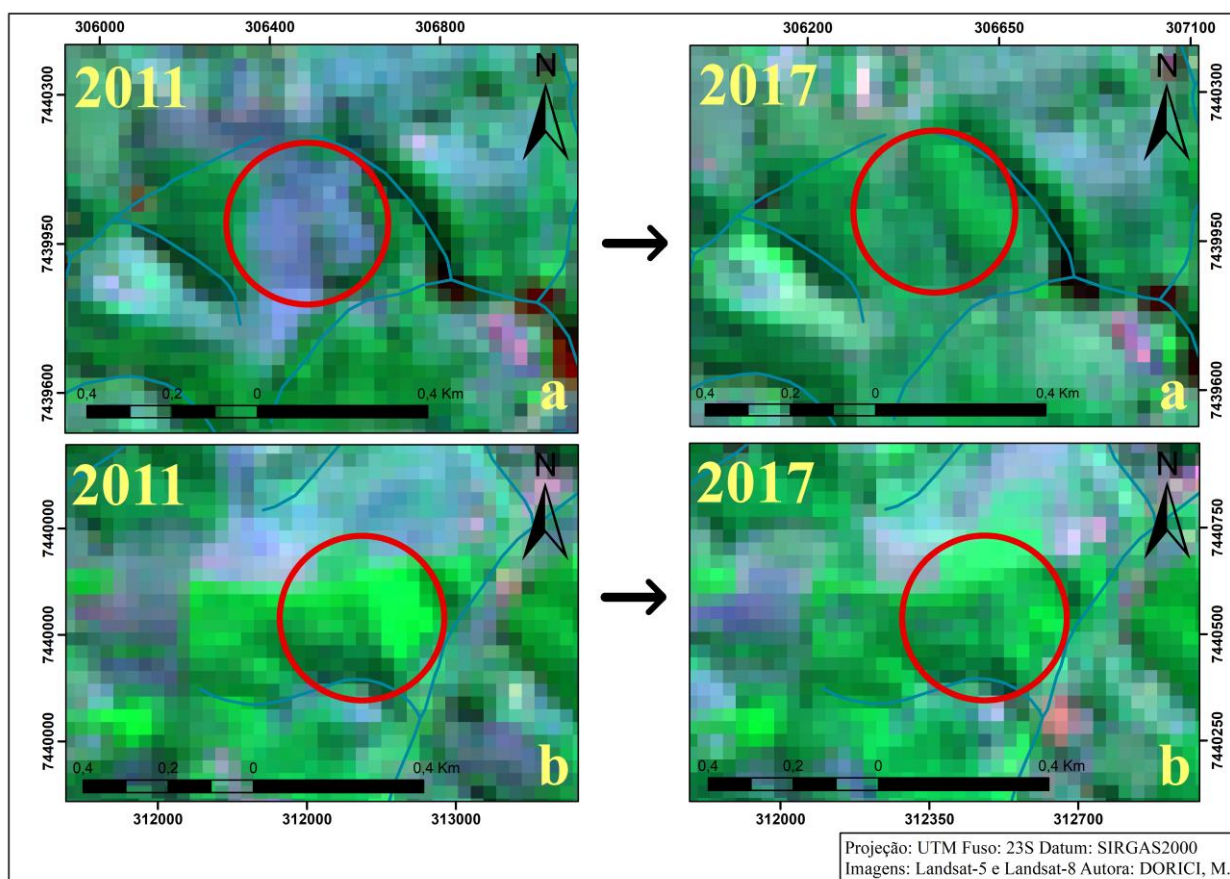


Figura 22 - Transformações na classe áreas de vegetação natural entre os anos de 2011 e 2017

Os fragmentos de silvicultura existentes em 2011, que se transformaram em áreas de vegetação natural, em 2017, eram em sua maioria inferiores a 1ha, sendo que 17 deles eram superiores a 5ha e apenas 9 superiores a 10ha. Desses o maior correspondia a pouco mais de 34ha, em uma área em que houve a colheita da silvicultura e aparente regeneração da vegetação natural (Figura 22b).

Tabela 50 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3

Classes	Perdas, ganhos e permanência em porcentagem ¹								
	2011-2014			2014-2017			2011-2017		
	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência
Urb	23,18	35,60	76,82	16,65	35,67	83,35	21,84	55,63	78,16
Min	31,12	51,38	68,87	33,67	46,56	66,35	27,29	63,05	72,71
Agu	11,26	17,89	88,74	15,84	11,29	84,16	11,55	13,33	88,44
Veg_nat	20,19	22,30	79,81	22,20	13,11	77,80	25,10	17,92	74,90
C_perm	50,01	56,22	49,99	88,48	10,87	11,52	93,20	16,98	6,79
C_temp	78,59	22,19	21,40	82,35	31,25	17,65	89,01	10,32	10,99
Past	36,13	34,15	63,87	23,06	43,48	76,94	33,33	51,36	66,67
Silv	52,96	29,84	47,04	40,92	18,73	59,08	61,56	21,38	38,44
A_desc	79,01	272,75	21,00	84,41	24,75	15,58	90,67	109,16	9,32

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE H

A transformação de áreas urbanizadas para áreas de vegetação natural deu-se de maneira bastante fragmentada por toda a sub-bacia hidrográfica B3. A maior parte dos fragmentos não ultrapassou 1ha e nenhum fragmento com área igual ou superior a 5ha foi encontrado, correspondendo o de maior extensão aquele com pouco mais de 3ha (Figura 23a).

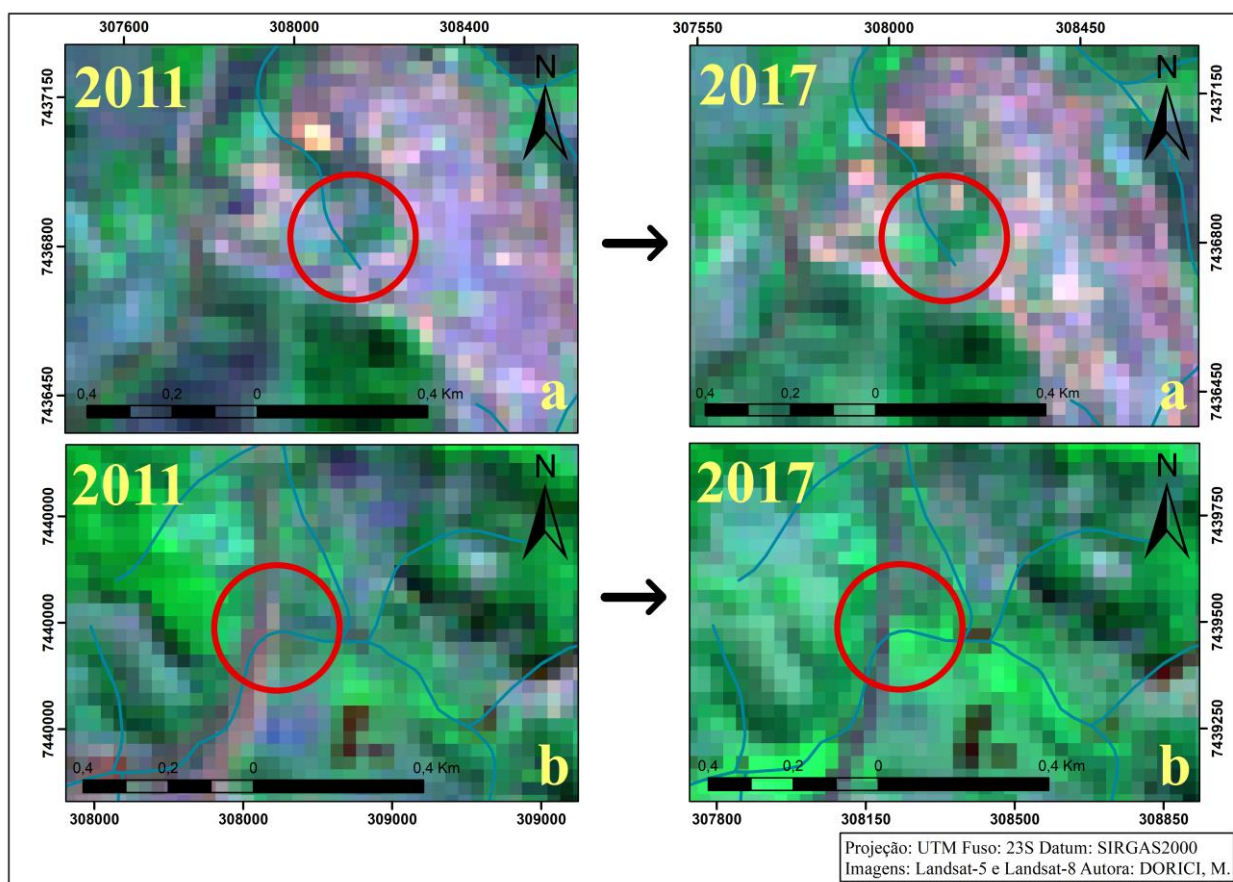


Figura 23 - Transformações da classe áreas urbanizadas entre os anos de 2011 e 2017

As áreas urbanizadas transformadas em pastagens mostraram-se mais concentradas na região sudoeste da sub-bacia hidrográfica B3, próxima aos locais com maior densidade de áreas urbanizadas. Assim como no caso das áreas de vegetação natural, a maior parte dos fragmentos não ultrapassaram 1ha, porém, mais de 10 deles exibiram área superior a 5ha, apresentando o maior deles área superior a 28ha (Figura 23b).

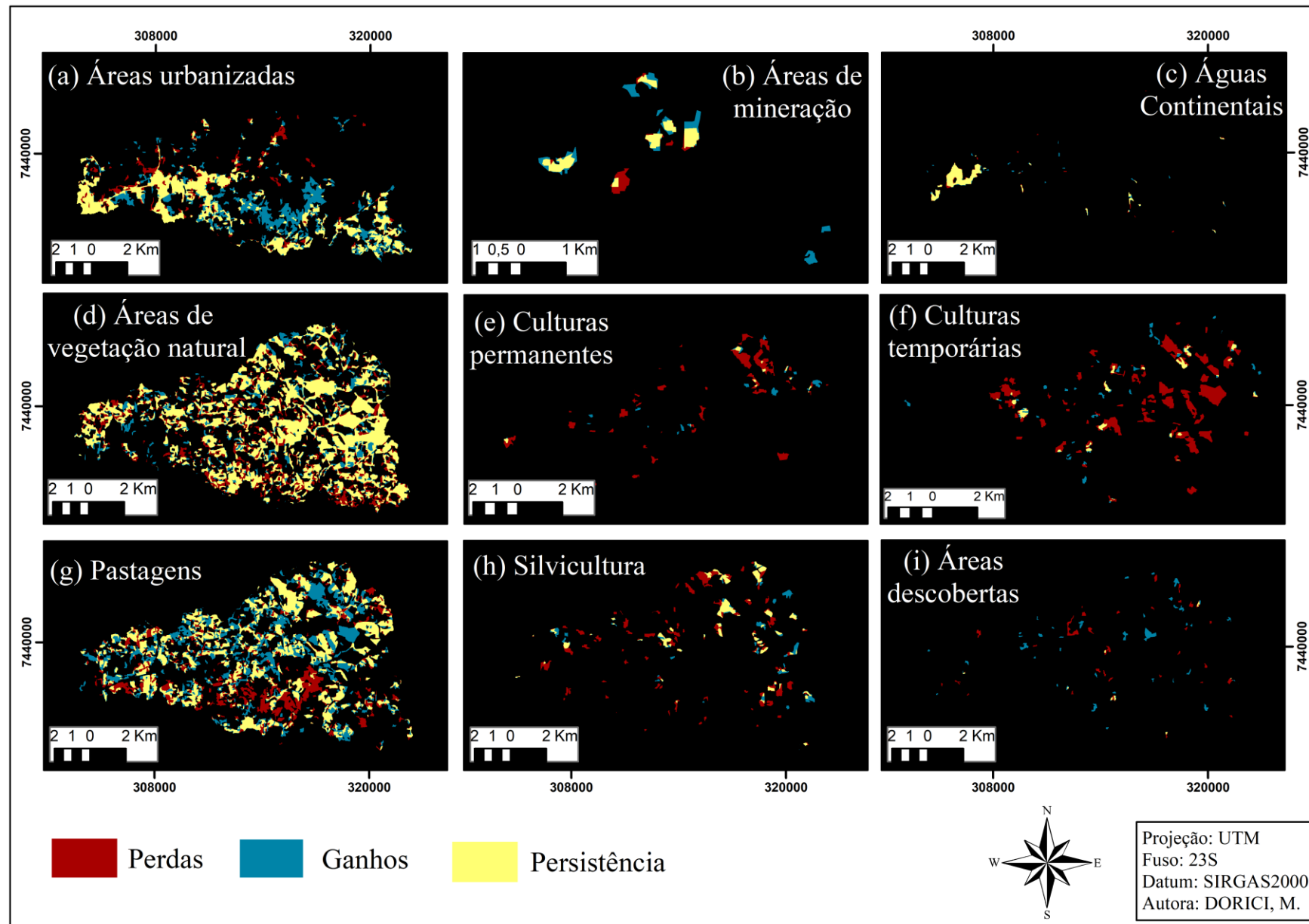


Figura 24 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3 entre 2011 e 2017

7.2.4 Sub-bacia hidrográfica B4

Na sub-bacia hidrográfica B4 as áreas de vegetação natural, pastagem e áreas urbanizadas destacaram-se como os tipos de uso e cobertura da terra mais abrangentes, respectivamente. Apesar das variações ocorridas entre os anos esse padrão foi observado em 2011, 2014 e 2017. Sendo que, os demais tipos de uso da terra não se estenderam por mais que 12% do território em nenhum dos anos observados (Tabela 51).

Tabela 51 - Uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4

Classes	2011		2014		2017	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Urb	1429,81	10,48	1473,81	10,80	1429,90	10,48
Min	11,71	0,09	107,07	0,78	12,73	0,09
Agu	43,89	0,32	41,34	0,30	50,36	0,37
Veg_nat	5568,45	40,80	5872,87	43,03	5791,07	42,43
C_perm	285,82	2,09	335,44	2,46	185,00	1,36
C_temp	407,02	2,98	338,91	2,48	231,24	1,69
Past	5184,30	37,98	4784,87	35,06	5133,43	37,61
Silv	593,09	4,35	623,33	4,57	499,61	3,66
A_desc	124,81	0,91	71,26	0,52	315,56	2,31
Total	13648,90	100	13648,90	100	13648,90	100

As áreas de vegetação natural abrangiam 40,8%, 43,03% e 42,43%, as pastagens ocupavam 37,98%, 35,06% e 37,61% e as áreas urbanizadas 10,48%, 10,80% e 10,48%, nos anos de 2011, 2014 e 2017, respectivamente (Figura 25).

Os dados de mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2014, apontaram que as diminuições mais expressivas de área ocorreram nas pastagens (21,59% ou 1119,24ha), que perderam 10,88% (564,12ha) de sua extensão para áreas de vegetação natural e nas áreas de vegetação natural (8,42% ou 68,90ha) que tiveram 5,10% (283,82ha) convertidos para pastagens. Além do mais, 87,33% (109,00ha) de áreas descobertas foram perdidas, principalmente, com modificações de 35,63% (44,47ha) para áreas urbanizadas e 60,08% (244,53ha) de culturas temporárias subtraídas do território, com 34,38% (139,93ha) convertidos em pastagens (Tabela 55, APÊNDICE E - Figura 38, APÊNDICE G - Figura 45).

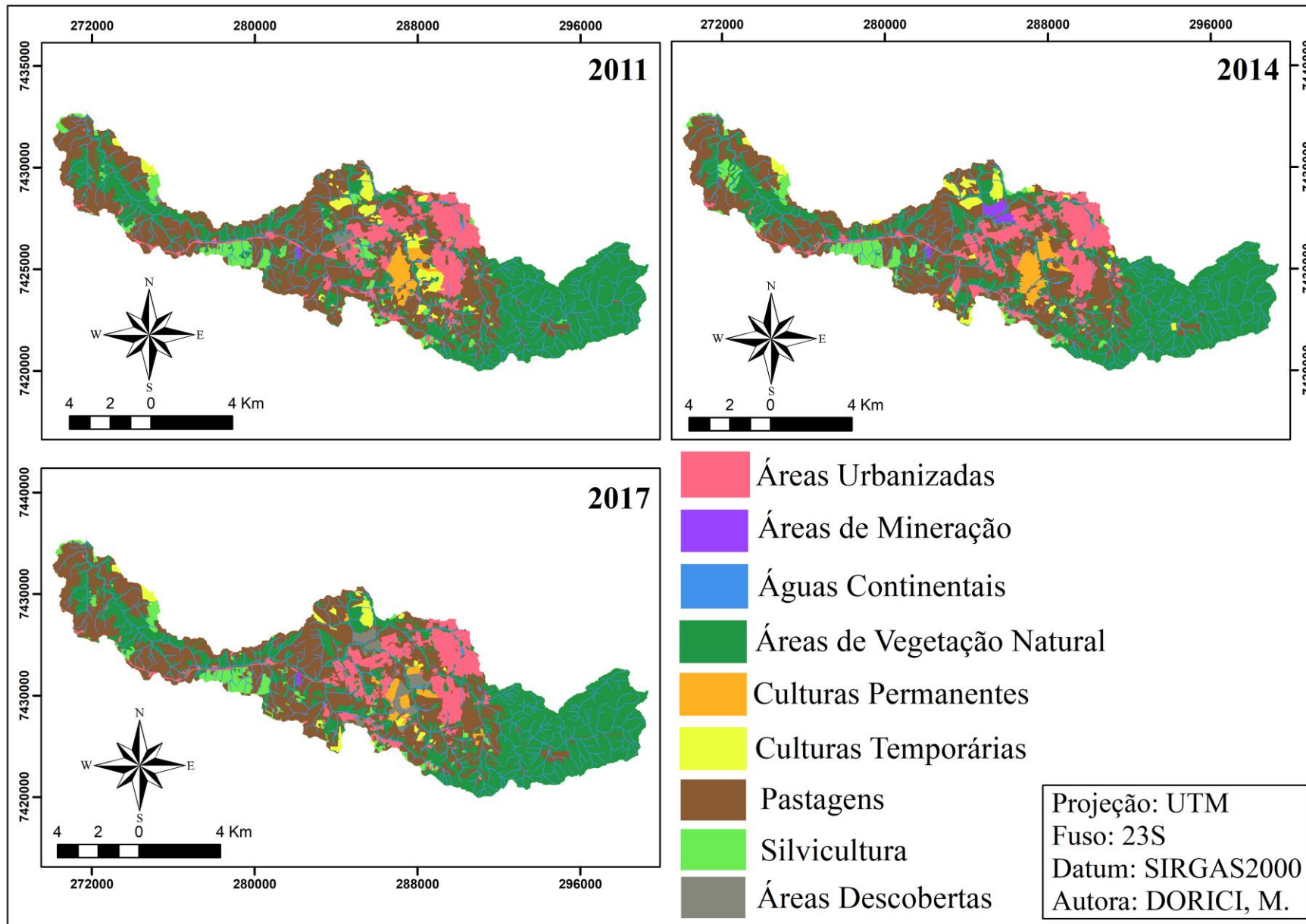


Figura 25 - Classificação do uso e cobertura do solo correspondente a sub-bacia hidrográfica B4

Neste período evidenciou-se o acréscimo de áreas de vegetação natural (13,89% ou 733,32ha) decorrentes, principalmente, de áreas de pastagem (10,88% ou 564,12ha) e de silviculturas (18,85% ou 111,80ha). O acréscimo advindo das pastagens ocorreu de maneira bastante fragmentada por toda a extensão territorial da sub-bacia hidrográfica B4, com apenas 150 dos mais de 1000 fragmentos com área igual ou superior a 1ha, 17 fragmentos com área superior a 5ha e 5 fragmentos com área superior a 10ha. O maior desses fragmentos exibiu extensão levemente superior a 16ha e localizava-se em uma área de adensamento de vegetação natural, em uma área próxima a áreas urbanizadas e extensas pastagens, mas, também ao maior fragmento de vegetação natural da sub-bacia hidrográfica (Tabela 55, APÊNDICE E - Figura 38, APÊNDICE G - Figura 45).

A transformação de silviculturas em áreas de vegetação natural sucedeu-se, prioritariamente, na área central da sub-bacia hidrográfica com somente 24 fragmentos com área superior a 1ha e 6 fragmentos com área superior a 5ha. Dois fragmentos destacaram-se com mais de 20ha, em locais em que houve adensamento da vegetação natural frente a colheita das áreas anteriormente cultivadas (Tabela 55, APÊNDICE E - Figura 38, APÊNDICE G - Figura 45).

O aumento de 13,88% (719,82ha) de pastagens procedentes, em sua maioria, de áreas de vegetação natural (5,10% ou 283,82ha) e de áreas urbanizadas (12,79% ou 182,88ha). Além do crescimento de 21,85% (312,38ha) de áreas urbanizadas originárias, em grande parte, da conversão considerável de áreas de pastagens (4,12% ou 213,46ha) para esse uso (Tabela 55, APÊNDICE E - Figura 38, APÊNDICE G - Figura 45).

Apesar disso, 3,79% (54,24ha) e 12,79% (182,88ha) das áreas urbanizadas de 2011 foram convertidas em áreas de vegetação natural e pastagem, respectivamente, em 2014 (Tabela 52, APÊNDICE E - Figura 38, APÊNDICE G - Figura 45). Quanto às áreas de vegetação natural constatou-se que, a maior parte das perdas foram ao redor das rodovias e das áreas urbanas, com poucos fragmentos superiores a 1ha e apenas um superior a 5ha. Esse localizava-se em uma área onde foi restaurada a área de preservação permanente, com adensamento da vegetação natural ali existente.

As áreas de pastagem espacializaram-se de forma semelhante pela sub-bacia hidrográfica, obviamente em proximidade a áreas anteriormente densamente urbanizadas, com poucos fragmentos exibindo área superior a 1ha e somente 8 fragmentos com área superior a 5ha. Os dois maiores fragmentos tinham pouco mais de 10ha e 11ha, sendo o primeiro em área de preservação natural e o segundo em local de proximidade com o corpo hídrico e as áreas de maior densidade urbana.

Tabela 52 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2014 na sub-bacia hidrográfica B4

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B4 ¹									
2011	2014								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,33	0,08	3,79	0,22	0,17	12,79	0,17	1,21
Min	2,14						1,62		
Agu	4,26			11,76	0,57	0,05	18,18		
Veg_nat	0,67	0,04	0,05		0,13	0,12	5,10	2,29	0,03
C_perm	0,41		0,09	4,91		0,03	5,75	0,78	0,91
C_temp	1,10	11,11	0,06	3,23	8,99		34,38	0,29	0,92
Past	4,12	0,84	0,14	10,88	0,57	3,12		1,37	0,55
Silv	1,61	0,00	0,22	18,85		0,91	9,30		0,27
A_desc	35,63			8,66	7,96	0,15	26,76	8,16	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

Entre 2014 e 2017 notou-se que as pastagens tiveram diminuição de 12,56% (600,78ha) de seu território, que foi convertido, principalmente em áreas de vegetação natural (6,26% ou 299,32ha). Seguido pela redução de 9,47% (556,25ha) de áreas de vegetação natural, transformadas, majoritariamente, em pastagens (7,36% ou 431,98ha). Aponta-se ainda a perda de 18,45% (271,99ha) de áreas urbanizadas, em grande parte para pastagens que passaram a ocupar 12,79% (182,88ha) das mesmas (Tabela 55, APÊNDICE E - Figura 38, APÊNDICE G - Figura 46).

Os acréscimos na paisagem procederam, consideravelmente, de pastagens (19,84% ou 949,35ha) que passaram a ocupar 7,36% (431,98ha) das áreas de vegetação natural e de áreas de vegetação natural (8,08% ou 474,45ha) que se expandiram para 6,26% (299,32ha) das áreas ocupadas por pastagens em 2014 (Tabela 55, APÊNDICE E - Figura 38, APÊNDICE G - Figura 46).

A diminuição das pastagens devido a sua transformação em áreas de vegetação natural sucedeu-se por toda a sub-bacia hidrográfica B4 em mais de 1160 fragmentos, estando 75 desses com área igual o superior a 1ha e somente 4 fragmentos com área superior a 5ha. O maior desses fragmentos possuía área levemente superior a 17ha encontrando-se ao entorno de corpos hídricos e bastante próximo a o maior fragmento de vegetação natural da sub-bacia hidrográfica.

A perda de áreas urbanizadas para pastagens ocorreu, majoritariamente, nas bordas das áreas urbanizadas e em proximidade as áreas urbanas com a minoria dos fragmentos com área igual ou superior a 1ha, somente 6 fragmentos com área superior a 5ha e o fragmento mais extenso possuía área superior a 17ha.

Salienta-se também o ganho de 397,08% (282,97ha) por áreas descobertas advindos, principalmente, de culturas permanentes (41,76% ou 140,09ha) que diminuiram devido a colheita (Tabela 53, APÊNDICE E - Figura 38, APÊNDICE G - Figura 46).

Tabela 53 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2014 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B4

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B4 ¹									
2014	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,10	0,21	3,20	0,14	0,01	13,38	0,15	1,26
Min	3,86			0,99		0,07	8,81		76,31
Agu	0,82			6,14			15,53	0,02	0,44
Veg_nat	0,73		0,11		0,20	0,10	7,36	0,89	0,09
C_perm	0,84		0,04	4,27		5,34	6,73	0,04	41,76
C_temp	0,78		0,07	2,90			48,49	0,92	0,01
Past	3,31	0,01	0,18	6,26	0,67	0,96		0,51	0,66
Silv	0,64			15,78		0,39	15,59		0,91
A_desc	18,13		0,04	2,61	2,68		28,39	2,41	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

Desta forma, de 2011 para 2017 observou-se que os tipos de uso da terra com perdas mais expressivas de área foram as pastagens (18,43% ou 955,44ha) que tiveram 9,79% (507,36ha) convertidos em de áreas de vegetação natural, as áreas de vegetação natural (9,16% ou 510,16ha) que apresentaram conversão de 6,68% (372,08ha) transformados em pastagens e áreas urbanizadas (20,76% ou 296,86ha) convertidas principalmente em pastagens (14,04% ou 200,69ha).

Ademais, as pastagens tiveram acréscimo de 17,45% (904,57ha) provenientes, primordialmente, de áreas de vegetação natural (6,68% ou 372,08ha) e de áreas urbanizadas (14,04% ou 200,68ha). As áreas de vegetação natural aumentaram consideravelmente (13,16% ou 732,78ha), principalmente, devido a conversão de áreas de pastagens (9,79% ou 507,36ha), assim como as áreas descobertas que se expandiram (241,10% ou 300,92ha) provenientes, em sua maioria, de culturas permanentes (48,85% ou 139,61ha), e as áreas urbanizadas (20,77% ou 296,93ha) decorrentes, sobretudo, da transformação de pastagens (3,77% ou 195,50ha) (Tabela 54, Figura 28, APÊNDICE E - Figura 38).

Entre 2011 e 2017 mais de 1000 fragmentos de pastagem foram convertidos em áreas de vegetação natural, esses fragmentos espelharam-se por toda sub-bacia hidrográfica B4, porém, a maior parte deles exibiu valores inferiores a 1ha. Somente 20 fragmentos apontaram áreas com extensão superior a 5ha e nenhum dos fragmentos alcançou 10ha de extensão e a diminuição das pastagens por esse processo de transformação ocorreu por meio do adensamento das áreas de vegetação natural (Figura 26).

Tabela 54 - Mudanças nos tipos de uso da terra de 2011 para 2017 na sub-bacia hidrográfica B4

Transição do uso e cobertura da terra em porcentagem - sub-bacia hidrográfica B4 ¹									
2011	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,09	0,24	4,51	0,27	0,11	14,04	0,15	1,36
Min				0,60			14,18		
Agu	2,53			11,92		0,48	15,17	0,02	0,14
Veg_nat	0,56		0,09		0,18	0,08	6,68	1,47	0,11
C_perm	0,76		0,29	5,02		3,69	6,42	0,65	48,85
C_temp	1,35		0,05	2,14	8,09		44,13	0,15	11,36
Past	3,77	0,03	0,17	9,79	0,59	1,49		0,90	1,70
Silv	2,58		0,19	19,44	0,28	0,65	14,90		0,26
A_desc	37,16			13,90	6,47	0,16	29,76	0,83	

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE F

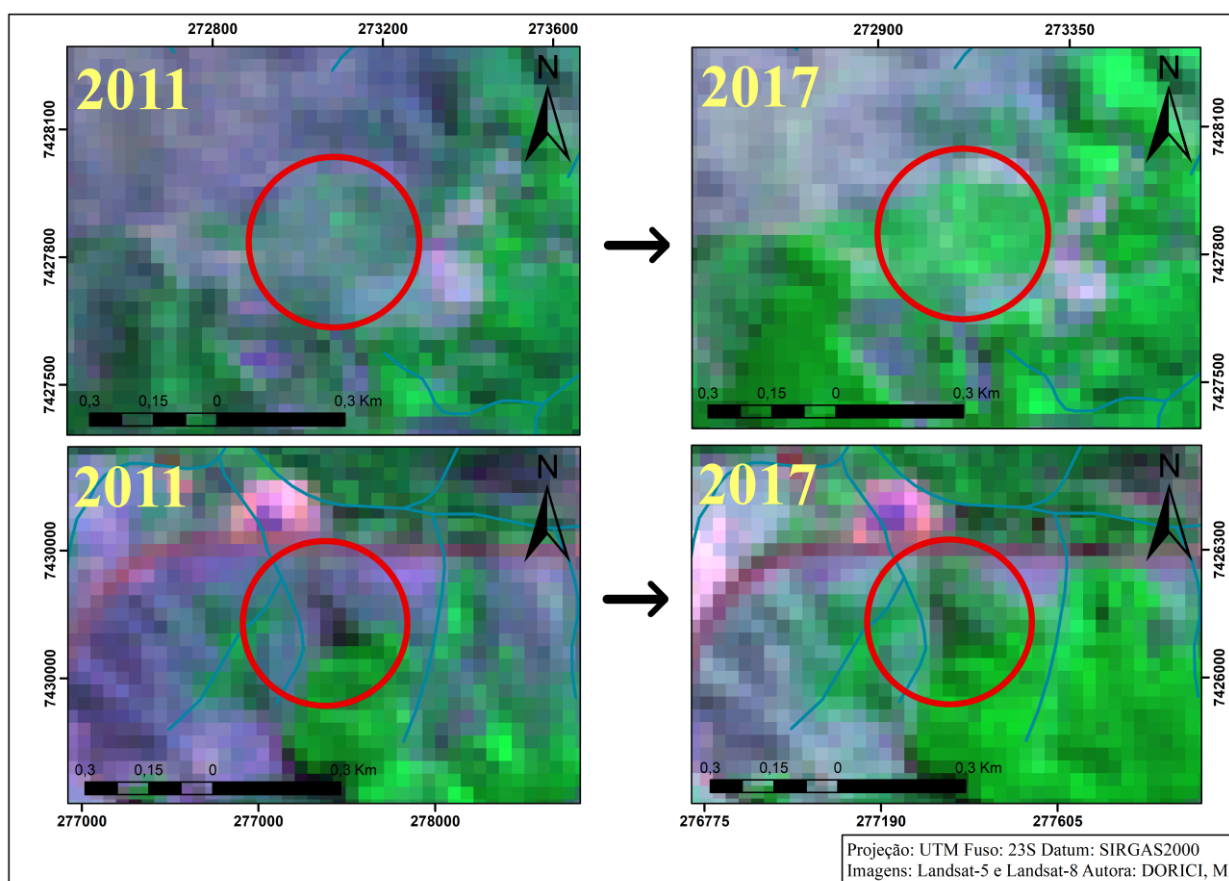


Figura 26 - Transformações da classe pastagem entre os anos de 2011 e 2017

Apesar de incomum, ocorreu entre 2011 e 2017, a diminuição de áreas urbanizadas em detrimento de pastagens, porém, como supracitado a minoria dos fragmentos decorrentes dessa transformação exibiu áreas superiores a 1ha. Apenas 7 fragmentos contavam com área superior a 5ha e os maiores deles abrangiam pouco mais que 11ha de extensão (Figura 27a e Tabela 55).

Tabela 55 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4

Classes	Perdas, ganhos e permanência em porcentagem ¹								
	2011-2014			2014-2017			2011-2017		
	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência
Urb	18,78	21,85	81,23	18,45	15,48	81,55	20,76	20,77	79,24
Min	3,76	818,47	96,19	90,03	1,91	9,98	14,78	23,49	85,26
Agu	34,81	29,03	65,16	22,96	44,80	77,03	30,26	45,00	69,74
Veg_nat	8,42	13,89	91,58	9,47	8,08	90,53	9,16	13,16	90,84
C_perm	12,90	30,26	87,10	59,03	14,18	40,97	65,69	30,41	34,32
C_temp	60,08	43,34	39,92	53,17	21,40	46,83	67,27	24,08	32,74
Past	21,59	13,88	78,41	12,56	19,84	87,44	18,43	17,45	81,57
Silv	31,16	36,25	68,84	33,32	13,47	66,68	38,31	22,55	61,69
A_desc	87,33	44,43	12,67	54,26	397,08	45,73	88,27	241,10	11,73

¹Os valores em hectares encontram-se no APÊNDICE H

Verificou-se ainda a transformação de áreas urbanizadas em áreas de vegetação natural de maneira bastante parecida a descrita nas transformações dessas em pastagens. Nesse caso, entretanto, nenhum fragmento ultrapassou 5ha de extensão, ficando o maior com área levemente superior a 4ha. Notou-se, principalmente, o aumento de áreas de vegetação natural decorrentes da recuperação de áreas de preservação permanente (Figura 27b).

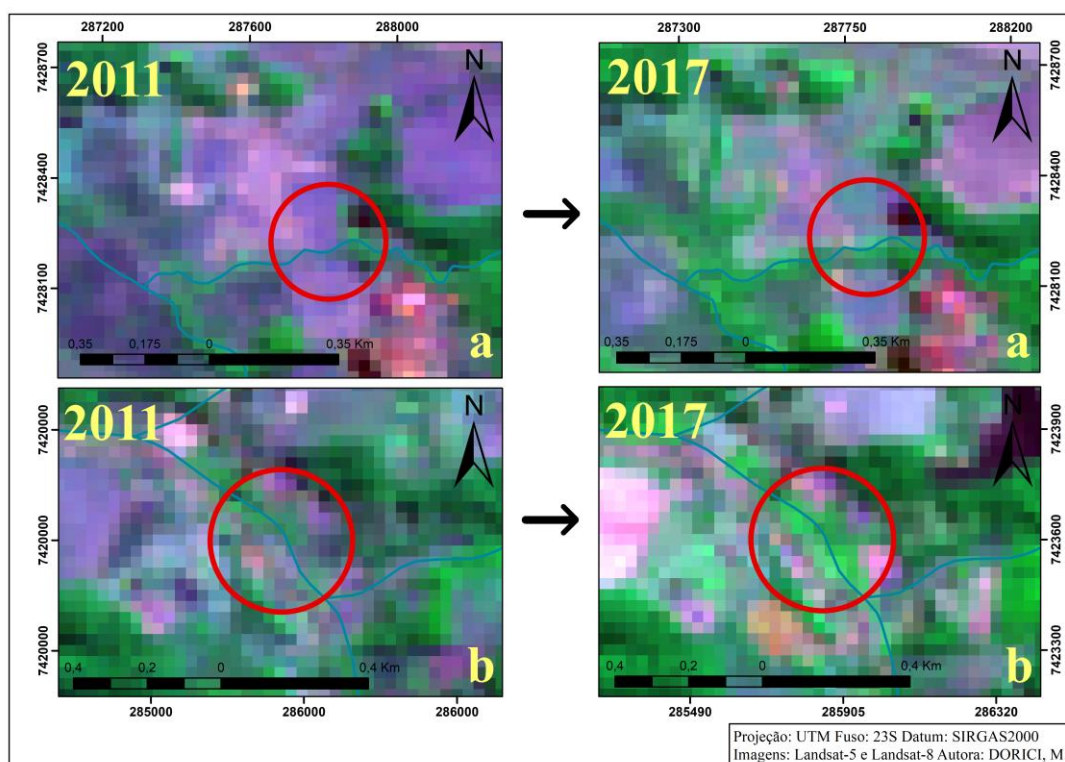


Figura 27 - Transformações da classe áreas urbanizadas entre os anos de 2011 e 2017

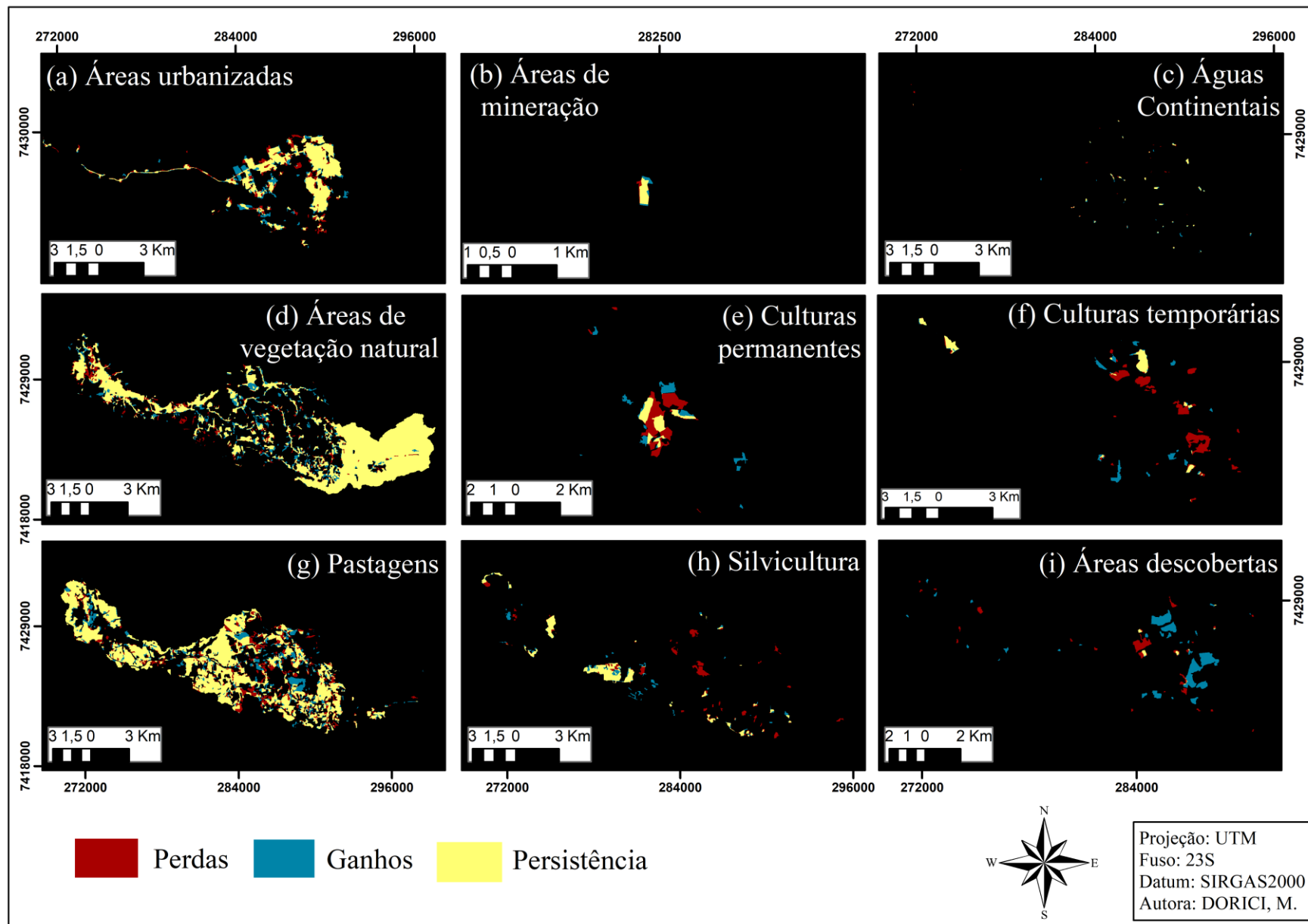


Figura 28 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3 entre 2011 e 2017

7.3 Discussão

Apesar da semelhança de usos múltiplos da terra existente entre as sub-bacias hidrográficas analisadas, percebeu-se que cada uma têm seus padrões próprios de ocupação e distribuição na paisagem (Figura 29).

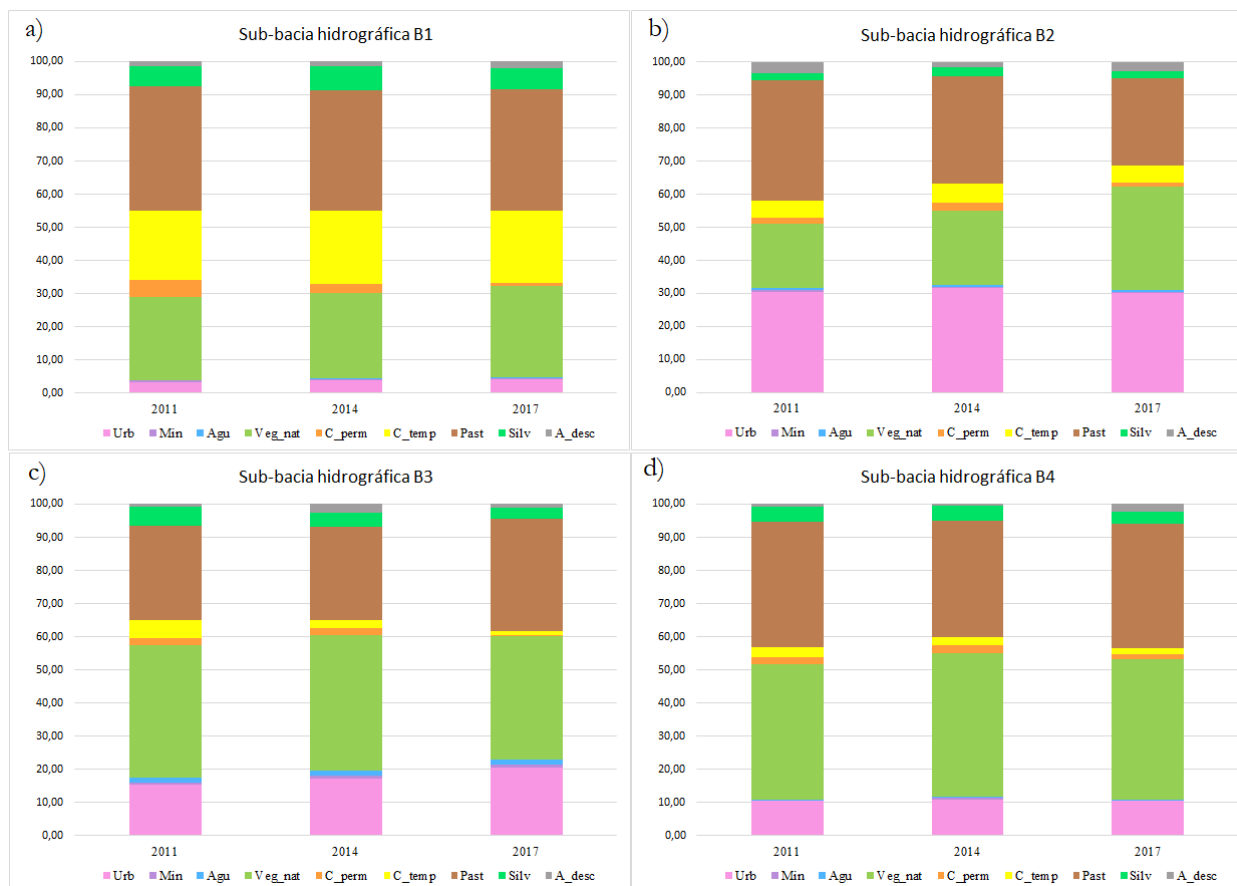


Figura 29 - Padrão de uso e cobertura da terra das sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4 entre os anos de 2011 e 2017

A sub-bacia hidrográfica B1 é a que possui menor quantidade de áreas urbanizadas em seu território, apesar da tendência de crescimento desse tipo de uso, observada entre os anos de 2011 e 2017, quando as áreas urbanizadas tiveram crescimento de 311,95ha. Nesse período, a maior parte do seu território era ocupada por culturas temporárias como a cana-de-açúcar, tendo forte matriz agrícola e ampla extensão de pastagens. Em 2011 a pastagem e as culturas temporárias juntas correspondiam a 58,48% do território e em 2017 aproximadamente 58,55% da área total da sub-bacia hidrográfica. Apesar da quantidade considerável de áreas agrícolas e de pasto notou-se que, no período em estudo, não ocorreu crescimento acentuado dessas áreas (Figura 29a).

Destaca-se que, do ano de 2011 para o ano de 2017, ocorreu o crescimento de 2,48% (962,77ha) das áreas de vegetação natural na extensão do território ocupado pela sub-bacia hidrográfica B1, advindos, principalmente, da transformação das áreas classificadas como pastagem em áreas de vegetação natural.

A sub-bacia hidrográfica B2, por outro lado, é a que possui a mais expressiva área urbanizada, abrangendo parte da cidade de Campinas e de sua região metropolitana. Mesmo assim, percebeu-se ao longo dos anos estudados um acréscimo de áreas de vegetação natural em seu território, incluindo áreas antes urbanizadas que se transformaram em áreas de preservação permanente (APP) ao entorno dos corpos hídricos urbanos (Figura 29b).

Dessa forma, entre os anos de 2011 e 2017, observou-se a perda de 194,1ha (0,4%) das áreas urbanizadas, com aumento de 5.666,88ha de áreas de vegetação natural (mais de 11%) em relação a área existente em 2011.

Ainda que pequena parte do território estivesse ocupado por culturas temporárias, esse tipo de uso foi mais expressivo na sub-bacia hidrográfica B2 que o existente nas sub-bacias hidrográficas B3 e B4. Parte considerável do território estava ocupado por pastagens, porém, observou-se uma notável diminuição da extensão desse tipo de uso ao longo do período analisado, com diminuição de 4802,4ha (10%) das áreas cobertas por pastagens.

Destaca-se que apesar do aumento expressivo de áreas de vegetação natural, a sub-bacia hidrográfica B2 é considerada predominantemente urbana, com áreas urbanizadas bastante extensas e contínuas em sua superfície.

Assim como a sub-bacia hidrográfica B4, a sub-bacia hidrográfica B3 tem relevante quantidade de áreas de vegetação natural, entretanto, sua área urbanizada foi a segunda maior entre as sub-bacias hidrográficas estudadas, com direcionamento notável de acréscimo entre 2011 e 2017, período em que essa cresceu mais de 5% (617,47ha) (Figura 29c).

Outro uso que se destacou foram as pastagens, que parecem abranger territórios cada vez mais extensos com o passar dos anos, com aumento de 612,45ha (5,17%) entre 2011 e 2017. A matriz agrícola foi pouco expressiva, exibindo diminuições entre os anos estudados. Ademais nesse período as áreas de vegetação natural tiveram diminuição de 340,02ha (2,87%) no território.

A sub-bacia hidrográfica B4 é a que possui maior quantidade de áreas de vegetação natural, com grande fragmento na região leste de seu território. A área urbanizada foi a segunda menor dentre as sub-bacias hidrográficas analisadas, porém, as pastagens ainda foram bastante destacadas em sua superfície territorial. Em contrapartida, os demais tipos de uso e cobertura da terra foram pouco relevantes (Figura 29d).

Essa sub-bacia hidrográfica foi a que apresentou maior estabilidade na dinâmica de uso e cobertura da terra observada entre os anos de 2011 e 2017, com modificações do padrão territorial não ultrapassando 2%.

Nos últimos anos muitos estudos têm investigado os impactos dos padrões de uso e cobertura da terra na qualidade da água (CHEN *et al.*, 2021). Conforme esses estudos, a cobertura florestal e as áreas compostas por vegetação natural, como são classificadas por este trabalho,

costumam atuar como filtro na retenção de sedimentos e poluentes transportados para os corpos hídricos superficiais, por meio do escoamento, sendo capazes de reduzir a erosão do solo e manter a qualidade da água (BROGNA *et al.*, 2017; SHI *et al.*, 2017; LIU; SHEN; CHEN, 2018; MELLO *et al.*, 2018a; LI *et al.*, 2018; GU *et al.*, 2019; BIAN; LIU; DING, 2019; CHEN *et al.*, 2020a).

Por outro lado, as áreas urbanizadas e agrícolas, como aquelas com domínio de culturas permanentes e temporárias, áreas descobertas geradas pelo solo em pousio e silviculturas, são descritas como as principais responsáveis pela degradação na qualidade hídrica.

As áreas urbanizadas causam o aumento na carga de poluentes advindos das águas residuais que se acumulam nas superfícies impermeáveis que a compõem e podem exercer impacto desproporcional na qualidade da água, com pequenas áreas de cobertura sendo responsáveis por impactos consideravelmente grandes (BROGNA *et al.*, 2017; MELLO *et al.*, 2018a; LI *et al.*, 2018; GU *et al.*, 2019; LEI; WAGNER; FOHRER, 2021). As áreas agrícolas costumam ser mais propensas a erosão do solo causada pelo escoamento que associados ao uso excessivo de fertilizantes podem aumentar a carga de sedimentos, nutrientes e contaminantes carreados aos corpos hídricos superficiais (SHI *et al.*, 2017; LIU; SHEN; CHEN, 2018; MELLO *et al.*, 2018a; BIAN; LIU; DING, 2019; CHEN *et al.*, 2020a; WANG; KIM; LI, 2021).

Apesar disso, ainda existe bastante controvérsia quanto as áreas constituídas por pastagens, segundo Li *et al.* (2018), as pastagens as vezes são consideradas como positivas para manutenção da qualidade hídrica, desempenhando a função de retenção e diminuição do escoamento superficial, reduzindo a poluição por meio de fontes difusas e outras vezes negativas, não tendo capacidade de exercer esse papel na paisagem, podendo ser fonte de poluição para os recursos hídricos.

Lei, Wagner e Fohrer (2021) descrevem que tanto os excrementos nas pastagens quando os produtos químicos aplicados em áreas agrícolas aumentam as entradas de poluentes e Tanaka *et al.* (2016) sugerem que em regiões tropicais, as áreas de pastagem podem gerar resultados negativos para a qualidade da água. Entretanto, nos trabalhos de Shi *et al.* (2017) e Mello *et al.* (2018a) as pastagens tiveram efeitos positivos na qualidade da água.

De acordo com Rodrigues *et al.* (2018), a qualidade de riachos é controlada tanto pela interação natural (intensidade, frequência e quantidade de chuvas, vazão, geologia, tipos de solo, topografia e cobertura vegetal), quanto antropogênica (captação, urbanização, represamento e descargas industriais, agrícolas e urbanas) em uma gama de escalas temporais e espaciais. Desse modo, compreender a relação entre o uso da terra e a qualidade hídrica superficial é bastante útil e necessário para a gestão eficaz da água. Por isso, para Gebremicael *et al.* (2018), informações precisas sobre a dinâmica do uso e cobertura da terra são essenciais para compreensão e gestão da terra e da água.

Aladejana, Salami e Adetoro (2018) corroboram, salientando que uma avaliação dos impactos da degradação da terra como resultado da alteração antropogênica da cobertura da terra na hidrologia é crucial para o desenvolvimento e gestão sustentáveis de bacias hidrográficas.

7.4 Considerações finais

Nesse capítulo realizou-se uma análise da dinâmica de uso e cobertura da terra, nos de 2011, 2014 e 2017, para as quatro sub-bacias hidrográficas em estudo, e abordou-se as possíveis relações entre o uso e cobertura da terra e qualidade hídrica superficial, promovendo a discussão das análises subsequentes.

Porém, deve-se ressaltar que os estudos que tratam da relação existente entre o uso e cobertura da terra e a qualidade da água ainda são inconclusivos. Isso porque a resposta advinda da paisagem não é estável, variando de acordo com as peculiaridades de cada local de estudo. Além disso, outros fatores como a precipitação (e aqueles advindos das mudanças climáticas), podem ser determinantes no entendimento das condições encontradas quanto aos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água.

Dessa maneira, estudos futuros devem fazer uma análise multivariada que englobe a maior e mais substancial quantidade de preditores ambientais para explicar e entender como esses se comportam e exibem a qualidade hídrica das bacias hidrográficas e sub-bacias hidrográficas nas quais se inserem.

8. ANÁLISE DA CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM

Esse capítulo propôs a realização de uma análise multitemporal da configuração espacial da paisagem. Seu intuito foi realizar a seleção de métricas da paisagem que fossem adequadas para essa análise e que possibilitassem o estudo da relação entre a configuração da paisagem e a qualidade da hídrica das sub-bacias hidrográficas, que definem a área de estudo dessa tese.

Com os resultados exibiram-se as modificações ocorridas na paisagem ao longo do período de tempo em análise e entendeu-se como a qualidade das águas se comporta frente essas distintas configurações. Discutindo quais são os efeitos de diferentes paisagens sobre os recursos hídricos e como isso implica em sua preservação. Para tal, ressalta-se que não foram aplicadas métricas da paisagem apenas para as áreas compostas de vegetação natural, mas, para todos os diversos usos da terra que se especializam sobre as sub-bacias hidrográficas analisadas.

Dessa forma, foram apresentados a seguir os materiais e métodos utilizados na aquisição e análise da configuração da paisagem, os resultados advindos da mesma e as discussões pertinentes ao tema central desse trabalho.

A exposição desses tópicos ocorreu de acordo com a seguinte divisão:

- **Material e métodos:** foram exibidas as formas de aquisição dos dados utilizados na aplicação das métricas da paisagem, incluindo o procedimento de escolha das métricas da paisagem a serem utilizadas e os materiais e métodos empregados na análise espacial da configuração da paisagem da área de estudo;
- **Resultados e discussões:** foram apreciados os resultados advindos da análise de configuração da paisagem e as explicações pertinentes aos mesmos incluindo discussões sobre a possível relação e efeito das configurações espaciais encontradas e a qualidade dos recursos hídricos superficiais das sub-bacias hidrográficas em análise; e
- **Considerações finais:** item em que foram expostas as considerações correspondentes aos resultados e discussões sobressaídas das análises e resultados adquiridos nos tópicos anteriores.

8.1 Material e métodos

Para realização da análise espacial de configuração da paisagem é necessário, primeiramente, que seja feito o mapeamento do uso e cobertura da terra da área de estudo. Portanto, em um primeiro momento, foram adquiridas, processadas e classificadas imagens de satélite Landsat disponibilizadas pela USGS (*United States Geological Survey*) (Tabela 56).

Tabela 56 - Especificações das imagens de satélite

Satélite*	Órbita/Ponto	Resolução	Data de aquisição	Sub-bacia hidrográfica correspondente
Landsat-5	220/75	30 metros	19/09/2011	B1
	219/76		11/08/2011	B2 - B3 - B4
Landsat-8	220/75		11/09/2014	B1
	219/76		19/09/2017	
			19/08/2014	
			03/08/2014	B2 - B3 - B4
		11/08/2017		

* A alteração das imagens ocorreu devido ao término das operações da Landsat-5 em 2012.

Essas imagens passaram por tratamento e receberam a composição colorida (RGB), as imagens Landsat-5 com as bandas 5, 4 e 3 e as imagens Landsat-8 com as bandas 6, 5 e 4. A categorização do uso e cobertura da terra, obtido através do processo de segmentação de imagens, seguiu os critérios de classificação do Manual Técnico do Uso da Terra (IBGE, 2013).

Todos os dados foram georreferenciados e manipulados no *software* ArcGIS® 10.6, adotando-se o sistema geodésico de referência SIRGAS2000 (IBGE, 2005), projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), escala 1:50.000 e fuso 23 Sul.

Complementando o uso e cobertura da terra, foram incluídas na classificação final as principais rodovias e ferrovias encontradas em cada sub-bacia hidrográfica mapeada. Ao final foram selecionadas nove classes de uso e cobertura da terra: [1] Áreas urbanizadas (Urb); [2] Áreas de mineração (Min); [3] Águas continentais (Agu); [4] Áreas de vegetação natural (Veg_nat); [5] Culturas permanentes (C_perm); [6] Culturas temporárias (C_temp); [7] Pastagem; [8] Silvicultura; e [9] Áreas descobertas.

O coeficiente *Kappa* foi calculado para avaliar a precisão e concordância dos resultados e segundo Rosner (2006), o índice *Kappa* encontrado indicou uma “Excelente” precisão em relação ao mapeamento produzido.

Em sequência foi feita uma pesquisa bibliográfica de artigos científicos, de forma não sistemática, que permitiu subsidiar a escolha das métricas da paisagem mais relevantes para realização da análise da configuração espacial da paisagem nessa tese. Para esse procedimento teve-se a preocupação de selecionar artigos recentes e de evidente relevância que tratassem da influência e/ou relação da configuração espacial da paisagem na qualidade hídrica superficial.

Com base nessa pesquisa foram selecionados nove artigos, sendo que dois deles (destacados na tabela 57), foram considerados de notável interesse por terem aparecido em alguns dos demais selecionados. A partir dos mesmos, foram escolhidas métricas da paisagem que mais adequadamente responderiam as questões formuladas nessa tese (Tabela 57).

Tabela 57 - Artigos elegidos como referência para escolha das métricas da paisagem

Referência	Ano
Evelyn Uuema, Juri Roosaare e Ulo Mander	2005
Sang-Woo Lee, Soon-Jin Hwang, Sae-Bom Lee, Ha-Sun Hwang e Hyun-Chan Sung	2009
Jun Zhao, Liqing Lin, Kai Yang, Qiuxia Liu e Guangren Qian	2015
Yi Li, Yangfan Li, Salman Qureshi, Martin Kappas e Klaus Hubacek	2015
Peng Shi, Yan Zhang, Zhanbin Li, Peng Li e Guoce Xua	2017
Francis Clément, Julie Ruiz, Marco A. Rodríguez, Daniel Blais e Stéphane Campeau	2017
Yujing Xie, Xijun Yu, Nam Cho Ng, Kun Li e Lei Fang	2018
Mukesh Kumar, Derrick M. Denis, Sudhir Kumar Singh, Szilárd Szabó e Shakti Suryavanshi	2018
Cheamson Garret K. Boongaling, Decibel V. Faustino-Eslava e Felino P. Lansigan	2018

¹A pesquisa dos artigos foi realizada em 2018

Desse modo, oito métricas da paisagem foram escolhidas: [1] *Patch Density* (PD); [2] *Shape Index* (SHAPE); [3] *Largest Patch Index* (LPI); [4] *Patch Cohesion Index* (COHESION); [5] *Shannon's Diversity Index* (SHDI); [6] *Landscape Shape Index* (LSI); [7] *Interspersion Juxtaposition Index* (IJI); e [8] *Contagion* (CONTAG) (Tabela 58).

As oito métricas da paisagem foram analisadas pelo *software* FRAGSTATS 4.2.1, em nível de paisagem (*Landscape metrics*), considerando a diversidade de usos da terra mapeados como um todo e as métricas LPI, LSI e IJI foram analisadas adicionalmente no nível de classe (*Class metrics*). Esse último permitiu verificar de forma mais clara como as áreas naturais (principalmente as áreas de vegetação natural) e artificiais (em especial as áreas urbanizadas) se configuram na paisagem das sub-bacias hidrográficas em estudo e discutir seus efeitos nos recursos hídricos superficiais.

Tabela 58 - Métricas da paisagem selecionadas

Métricas da paisagem	Valores de referência	Descrição ¹
PD	Sempre será maior que 0 e é restringida pelo tamanho da célula. É dada em número por 100ha.	Corresponde ao número de fragmentos de um tipo de uso da terra, dividido pela área total que compõem toda a paisagem estudada. No caso desse trabalho, a área total das sub-bacias hidrográficas em que essa métrica foi executada. Esse valor está relacionado ao grau de fragmentação existente em uma paisagem e/ou dos diferentes tipos de uso e cobertura da terra. Quanto maior o valor de PD mais fragmentada é a paisagem ou classe de uso da terra em análise.
SHAPE	Sempre será maior ou igual a 1. Não tem limite.	Avalia a complexidade das formas dos fragmentos por meio da comparação com uma feição padrão (quadrada). Ressalta-se que atividades antrópicas e artificiais são geralmente caracterizadas por formas mais regulares, com limites retos e distintos e que áreas naturais costumam ser o oposto. O valor de SHAPE igual a 1 representa fragmentos quadrados e essa medida pode aumentar sem limite à medida que o formato do fragmento se torna irregular e complexo, mais próximo a característica comum de áreas naturais.
LPI	Maior que 0 e menor ou igual a 100.	É dada pela porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento de um determinado uso da terra e pode ser entendida como uma medida simples de dominância. Quanto mais LPI se aproxima de 0 mais a proporção da paisagem composta por um tipo específico de uso da terra diminui e quanto mais próximo de 100 mais a paisagem consiste em um tipo dominante de uso da terra, podendo chegar a 100 o que corresponde a 100% da paisagem ocupada por um único tipo de uso da terra.
COHESION	Maior que 0 e menor que 100.	Mede a conectividade física do tipo de fragmento correspondente. A coesão da paisagem aumenta à medida que os tipos de uso da terra tornam-se mais fisicamente conectados, ou seja, menos fragmentados. Quanto mais se aproxima de 0 menos coesos são os fragmentos e cada vez mais subdividia e menos fisicamente conectada é a paisagem. Quando a paisagem for composta por uma única célula a COHESION é dada pelo valor 0.
LSI	Maior ou igual a 1. Não tem limite.	Fornece uma medida padronizada da densidade de borda que se ajusta ao tamanho da paisagem. Por ser padronizada, ela tem uma interpretação direta, em contraste com a borda total que é significativa apenas em relação ao tamanho da paisagem. Dessa forma, corresponde a métricas de área que fornecem indicadores do grau de fragmentação para diferentes tipos de uso da terra. Quando LSI é igual a 1 a paisagem consiste em uma única mancha quadrada e aumenta sem limite à medida que o formato da paisagem se torna mais irregular e/ou quando o comprimento da borda dentro da paisagem aumenta.
IJI	Maior que 0 e menor ou igual a 100.	Está relacionada a conectividade dos fragmentos em uma paisagem, porém, ao contrário da Contagion (CONTAG) que é baseada em adjacências de células <i>raster</i> , esse índice é baseado em adjacências de fragmentos. Como um fragmento nunca pode ser adjacente a um fragmento do mesmo tipo, cada fragmento é avaliado para adjacência com todos os outros tipos de fragmentos. A IJI se aproxima de 0 quando o tipo de fragmento correspondente é adjacente a apenas um outro tipo de fragmento e o número de tipos de fragmentos aumenta. A IJI é 100 quando o tipo de fragmento correspondente é igualmente adjacente a todos os outros tipos de fragmentos (ou seja, o fragmento é maximamente intercalado e justaposto a outros tipos de fragmentos).
CONTAG	Maior que 0 e menor ou igual a 100.	Assim como a IJI, mede o grau de conectividade entre os fragmentos do mesmo tipo de uso da terra. Essa métrica está associada com dispersão e interspersão de tipos de uso da terra, com altos valores refletindo alto grau de agregação. Quando o valor se aproxima de 0 os tipos de fragmentos são desagregados ao máximo e intercalados e quando é igual a 100 todos os tipos de fragmentos são agregados ao máximo.
SHDI	Maior ou igual a 0. Não tem limite.	É uma medida da diversidade utilizada pela ecologia de comunidades, que é aplicada em alguns estudos, como este, na perspectiva da paisagem. Quando igual a 0 pode-se dizer que a paisagem contém apenas um fragmento, ou seja, não possui diversidade. O SHDI aumenta à medida que aumenta o número de diferentes tipos de fragmentos (riqueza de fragmentos) e/ou quando a distribuição proporcional de área entre os tipos de fragmentos torna-se mais equitativa.

¹ Os artigos eleitos para seleção das métricas da paisagem são os referências da descrição das métricas da paisagem descritas nessa coluna.

8.2 Resultados e discussões

Nafi'Shehab *et al.* (2021) informam que, ultimamente, os estudos têm dado mais atenção à configuração espacial dos usos da terra e às diferentes métricas da paisagem na tentativa de entender melhor a associação e interconexão entre os padrões de uso da terra e as características da água em bacias hidrográficas.

Para muitos estudos, as características da paisagem são vitais para a qualidade da água (LI *et al.*, 2018). O aumento de terras cultivadas e a expansão das áreas urbanas em escalas regionais e globais e as mudanças no padrão da paisagem caracterizadas por um aumento na impermeabilidade e fragmentação são ameaças à manutenção da qualidade das águas superficiais, como destacado por Liu *et al.* (2021).

Dessa forma, investigar a relação entre os padrões e a estrutura da paisagem e a deterioração da qualidade hídrica das bacias hidrográficas é de suma importância para orientar a formulação de políticas de planejamento e desenvolvimento sustentável (LIU *et al.*, 2021; XU *et al.*, 2021).

Segundo Lee *et al.* (2009), a configuração espacial das paisagens pode desempenhar um papel crítico na determinação de habitats naturais, processos hidrológicos, fluxos de energia e ciclos de nutrientes. Para os autores, compreender as relações entre os padrões de uso da terra e a qualidade da água, de uma perspectiva da paisagem, é importante para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas, bem como, para o funcionamento ecológico saudável das paisagens nessas áreas.

De acordo com Wu e Lu (2021), identificar os fatores naturais e antrópicos dentro da bacia hidrográfica e compreender as respostas da qualidade da água ajudará gestores a priorizar as medidas da paisagem e alcançar um resultado positivo mais rápido.

Nesse sentido, os resultados da análise de configuração espacial da paisagem, foi exibido conforme a relevância e as razões de escolha atribuídas as oito métricas da paisagem selecionadas.

8.2.1 Patch Density

A métrica PD, foi escolhida não somente por aparecer em sete dos nove artigos científicos base (UUEMA *et al.* 2005; LEE *et al.* 2009; LI *et al.* 2015; SHI *et al.* 2017; CLÉMENT *et al.* 2017; KUMAR *et al.* 2018; BOONGALING *et al.* 2018) encontrados pela revisão bibliográfica realizada, mas, também por estar relacionada ao grau de fragmentação das sub-bacias hidrográficas (em nível de paisagem) ou dos diferentes tipos de uso e cobertura da terra (em nível de classe).

A PD é uma métrica que dá respostas quanto a agregação e a subdivisão existente na paisagem ou em cada um dos usos da terra analisados, portanto, quanto maior seu valor, mais fragmentada é a paisagem ou a classe de uso da terra em análise (Tabela 59).

Tabela 59 - Valores da métrica *Patch Density* para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Ano	Valores de PD
B1	2011	3,09
	2014	3,39
	2017	3,28
B2	2011	5,01
	2014	4,88
	2017	4,66
B3	2011	6,56
	2014	7,10
	2017	5,66
B4	2011	3,59
	2014	3,47
	2017	3,81

Os valores mostram que a fragmentação na sub-bacia hidrográfica B1 aumentou levemente de 2011 para 2017, com valores mais altos em 2014. Na sub-bacia hidrográfica B4 também ocorreu aumento da fragmentação exibida em 2011 para 2017, entretanto, o valor de 2014 foi o menor dentre todos os anos. A sub-bacia hidrográfica B2 indicou maior fragmentação em 2011 com diminuição nos anos subsequentes e a sub-bacia hidrográfica B3 mostrou-se a de maior fragmentação com maior quantidade de fragmentos na paisagem, chegando ao valor 7,10 no ano de 2014. Tanto B1 quanto B4 foram as sub-bacias hidrográficas com menor fragmentação da paisagem, considerando-se as quatro selecionadas.

De acordo com Lee *et al.* (2009), em nível de paisagem, ter muitas áreas pequenas com vários usos da terra tem maior probabilidade de impactar negativamente a qualidade da água. Entretanto, para afirmar se essa perspectiva é realmente verdadeira é necessário verificar como se comportam os diferentes tipos de uso da terra na paisagem.

Zhao *et al.* (2015) destacam que a predominância de uma matriz agrícola ou urbana tem atuação totalmente distinta de uma matriz de vegetação natural, atuações essas que podem ser tanto positivas quanto negativas segundo os parâmetros de qualidade analisados.

Isso significa que é possível ter uma paisagem com baixo grau de fragmentação, mas, que não tenha influência negativa na qualidade hídrica, como é o caso de paisagens que possuem grandes áreas de vegetação natural. Fato que seria diferente se houvesse a predominância de monoculturas agrícolas.

Os padrões de composição das sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4 podem ser observados no Figura 29 disponível no capítulo 7 dessa tese. Esse gráfico mostra que a sub-bacia hidrográfica B1 é dominada por contínuas áreas de pastagem, e a sub-bacia hidrográfica B4 é a que possui maior quantidade de áreas de vegetação natural, possuindo um relevante remanescente florestal em sua parte leste, apesar de nitidamente diferentes essas são características que podem justificar a baixa fragmentação paisagística de ambas as sub-bacias hidrográficas.

Por outro lado, a sub-bacia hidrográfica B3 é uma das mais heterogêneas com quantidades expressivas de pastagem, áreas de vegetação natural e áreas urbanizadas. Apesar de ser a segunda com maior área de vegetação natural entre as quatro estudadas, essa ocorre de forma bem mais dispersa pelo território do que a identificada na sub-bacia hidrográfica B4.

8.2.2 Shape Index

A métrica SHAPE foi utilizada em seis artigos base (UUEMA *et al.* 2005; LEE *et al.* 2009; LI *et al.* 2015; SHI *et al.* 2017; CLÉMENT *et al.* 2017; BOONGALING *et al.* 2018) encontrados na revisão bibliográfica supracitada. Essa métrica consegue medir a complexidade das formas dos fragmentos existentes na paisagem conforme os padrões de regularidade e irregularidade encontrados.

Segundo Shi *et al.* (2017), as atividades humanas produzem formas regulares, com bordas retas, ao introduzir retilinearidade nas paisagens. Dessa forma as áreas agrícolas e residenciais geralmente têm limites retos e distintos, e as paisagens naturais, como pastagens naturais e florestas, são normalmente caracterizadas por formas e limites irregulares. Além disso, para os autores a SHAPE desempenha papel significativo em escalas maiores (Tabela 60).

Tabela 60 - Valores da métrica Shape Index para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Ano	Valores de SHAPE
B1	2011	1,56
	2014	1,55
	2017	1,51
B2	2011	1,52
	2014	1,54
	2017	1,51
B3	2011	1,54
	2014	1,53
	2017	1,40
B4	2011	1,36
	2014	1,38
	2017	1,33

Sabendo disso, em uma escala de paisagem, percebeu-se que a sub-bacia hidrográfica B4 foi a que obteve fragmentos mais próximos aos artificiais com formatos regulares e simples, porém, todas as sub-bacias hidrográficas tiveram valores relativamente baixos de SHAPE, o que pode caracterizar que a paisagem se consistia em pequenas manchas (UUEMA *et al.* 2005). Entretanto, Lang e Blaschke (2009) argumentam que tal como a maioria dos índices adimensionais, os valores absolutos de SHAPE, por si sós, não são muito explicativos do ponto de vista do seu conteúdo. De acordo com os autores, os ganhos de informação desejados, relacionados a uma mancha, somente são obtidos quando o valor concreto é considerado em comparação com outros valores ocorrentes, ou quando é relacionado com uma grandeza ecológica relevante.

A sub-bacia hidrográfica B2, por exemplo, tem uso da terra composto por uma quantidade bastante expressiva de áreas urbanizadas. Já as sub-bacias hidrográficas B1 e B3 tem esse tipo de uso da terra menos evidente, sendo a primeira composta de paisagens e usos agrícolas e a segunda com expressiva área de vegetação natural. Mas, entender a complexidade que se instala nas mesmas depende de uma análise conjunta com outros fatores, o que não descarta a importância da aplicação dessa métrica para análise da paisagem em relação a qualidade hídrica.

8.2.3 Largest Patch Index

A métrica LPI foi utilizada nas análises de cinco entre os nove artigos científicos base, selecionados para escolha das métricas mais relevantes no entendimento da relação e iteração da configuração paisagística com a qualidade dos recursos hídricos superficiais das sub-bacias hidrográficas em análise (LEE *et al.* 2009; LI *et al.* 2015; SHI *et al.* 2017; KUMAR *et al.* 2018; BOONGALING *et al.* 2018).

A LPI demonstra um valor simples de dominância na paisagem, ou seja, irá demonstrar se a paisagem tende a ter um tipo de uso e cobertura da terra predominante, sendo, conseqüentemente, menos fragmentada. Contudo, salienta-se que a dominância de áreas de vegetação natural pode expressar respostas bastante distintas e até inversas da dominância de áreas urbanizadas ou agrícolas, por exemplo.

Em nível de paisagem, notou-se que a sub-bacia hidrográfica com uma proporção maior de dominância de um tipo de uso da terra foi a sub-bacia hidrográfica B4 que atingiu LPI de 26,02% em 2014 (Tabela 61).

Excetuando-se a sub-bacia hidrográfica B1 e a sub-bacia hidrográfica B2, em que a medida de LPI em 2014 foi a segunda menor encontrada, nas demais sub-bacias hidrográficas (B3 e B4), o ano de 2014 foi o que apresentou maior dominância de um tipo de uso da terra,

considerando-se os demais anos em análise (2011 e 2017). Entretanto, em nenhuma delas a LPI chegou a atingir um valor próximo a 100%, o que pode retratar paisagens consideravelmente fragmentadas. O impacto dessas medidas dependerá do tipo de uso da terra com maior fragmento na paisagem (Tabela 62).

Tabela 61 - Valores da métrica *Largest Patch Index* para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Ano	Valores de LPI
B1	2011	21,36
	2014	19,32
	2017	17,98
B2	2011	21,17
	2014	20,56
	2017	19,90
B3	2011	1636
	2014	22,39
	2017	17,05
B4	2011	24,79
	2014	26,02
	2017	25,70

Analisando a LPI em nível de classe foi possível notar com clareza quais os usos da terra dominantes em cada uma das sub-bacias hidrográficas analisadas. Na sub-bacia hidrográfica B1 predominaram as pastagens, mas, essa foi uma das sub-bacias mais heterogêneas entre as analisadas. Na sub-bacia hidrográfica B2 percebeu-se expressiva dominância de áreas urbanizadas e no caso da sub-bacia hidrográfica B3 o uso dominante, em relação aos valores de LPI, foi a vegetação natural em 2011 e 2014 e a pastagem em 2017. Nas sub-bacia hidrográfica B4 predominaram as áreas de vegetação natural, mas, assim como a sub-bacia hidrográfica B1 essa pareceu possuir um território bastante heterogêneo em relação aos demais usos e cobertura da terra.

Tabela 62 - Valores da métrica *Largest Patch Index* para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Classe de uso e cobertura da terra	Valores de LPI		
		2011	2014	2017
B1	Urb	0,5459	0,6073	0,3289
	Min	0,1077	0,1251	0,1121
	Agu	0,0060	0,0064	0,0080
	Veg_nat	4,8584	5,9339	4,8432
	C_perm	0,6339	0,3077	0,1091
	C_temp	1,3907	1,9437	1,2479
	Past	9,6582	8,7349	8,1297
	Silv	0,5587	0,5095	0,4298
	A_desc	0,2165	0,1396	0,3254
B2	Urb	21,1741	20,5558	19,8969
	Min	3,5000	0,1002	0,1204
	Agu	17,7411	0,0184	0,0288
	Veg_nat	1,6843	1,7740	16,5750
	C_perm	15,0597	0,6792	0,1680
	C_temp	13,6728	1,8201	1,7976
	Past	9,7598	7,9365	1,8008
	Silv	0,3805	0,5079	0,4038
	A_desc	0,1584	0,1094	0,1451
B3	Urb	4,8031	4,1198	4,8536
	Min	0,0784	0,1103	0,1196
	Agu	0,6417	0,6218	0,6240
	Veg_nat	9,5359	13,0530	6,5254
	C_perm	0,2086	0,2462	0,0434
	C_temp	0,3476	0,1537	0,0744
	Past	2,4273	1,3277	9,9411
	Silv	0,3994	0,3078	0,2582
	A_desc	0,0996	0,1342	0,1125
B4	Urb	2,9346	1,3231	2,1759
	Min	0,0312	0,1586	0,0334
	Agu	0,0120	0,0113	0,0122
	Veg_nat	9,0277	9,4754	9,3598
	C_perm	0,5545	0,5932	0,1070
	C_temp	0,2419	0,1648	0,1821
	Past	5,9904	2,1226	4,1893
	Silv	0,4597	0,6863	0,5044
	A_desc	0,1169	0,0276	0,3357

8.2.4 Patch Cohesion Index

A métrica COHESION foi utilizada em quatro dos nove artigos base (SHI *et al.* 2017; LEE *et al.* 2009; BOONGALING *et al.* 2018; LI *et al.* 2015) encontrados na revisão bibliográfica realizada. É uma medida de conectividade física da paisagem que pode dar respostas sobre a qualidade dos recursos hídricos por meio do indicativo de fragmentação existente no território. Para Lee *et al.* (2009) e Shi *et al.* (2017) a diminuição da qualidade da água é mais provavelmente ligada aos usos dispersos (fragmentados) sobre a paisagem, ou seja, aqueles que possuem maiores valores de COHESION.

Na análise realizada por esse trabalho percebeu-se que todas as sub-bacias hidrográficas tiveram valores de COHESION bem próximos a 100. Isso significa que seus territórios têm

indícios do domínio de um tipo específico de uso e cobertura da terra e são bastante conectadas e com baixa quantidade de fragmentos (Tabela 63).

Tabela 63 - Valores da métrica *Patch Cohesion Index* para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Ano	Valores de COHESION
B1	2011	99,03
	2014	99,02
	2017	98,91
B2	2011	98,73
	2014	98,62
	2017	99,10
B3	2011	98,01
	2014	98,21
	2017	98,46
B4	2011	98,75
	2014	98,44
	2017	98,56

A sub-bacia hidrográfica B1 tem uma área bastante expressiva composta por pastagens que chegam a ocupar mais que 35% do total de seu território, localizada na parte centro sul do mesmo. Por outro lado, a sub-bacia hidrográfica B2 tem uma extensa área ocupada por áreas urbanizadas que se localizam na parte norte, nordeste e noroeste do território, abrangendo cerca de 30% de sua área.

A sub-bacia hidrográfica B3 tem a maior parte do território tomada por áreas de vegetação natural (aproximadamente 40%), que apesar de parecerem bastante distribuídas pelo território possivelmente mantem a conectividade por meio da proximidade dos fragmentos. A sub-bacia hidrográfica B4 tem grande parte de seu território ocupado por áreas de vegetação natural (cerca de 40%) e pastagens (mais que 35%) e é bastante considerável o remanescente de área de vegetação natural na região leste de seu domínio.

8.2.5 *Landscape Shape Index*

A LSI foi indicada em três dos nove artigos científicos base (SHI *et al.* 2017; KUMAR *et al.* 2018; BOONGALING *et al.* 2018), selecionados para a escolha das métricas da paisagem de relevante importância no estudo da relação da configuração espacial da paisagem e a qualidade da água nas sub-bacias hidrográficas.

Essa métrica corresponde as métricas de área que fornecem indicadores do grau de fragmentação da paisagem para diferentes tipos de uso e cobertura da terra. Dessa maneira, pode-se dizer que uma elevada densidade de bordas (p.ex., comprimento de borda por hectare) significa um alto grau de endentação e complexidade. Essa complexidade é, na maioria dos ecossistemas,

vista positivamente porque percursos de bordas complicados e contornos irregulares representam um fator positivo para a riqueza de estruturas (SHI *et al.* 2017; KUMAR *et al.* 2018; BOONGALING *et al.* 2018).

Porém, esse aspecto não pode ser confundido com o fator fragmentação ou retalhamento, o qual (pelo menos no caso de um aumento artificial, feito pelo homem) apresenta consequências negativas (LANG; BLASCHKE, 2009).

Os resultados de LSI em nível de paisagem, exibem que a sub-bacia hidrográfica B2 é a que possui maior densidade de bordas e a sub-bacia hidrográfica B4 a com menor densidade de bordas, já as sub-bacias hidrográficas B1 e B3 ficam com uma densidade mediana entre as analisadas (Tabela 64).

Tabela 64 - Valores da métrica *Landscape Shape Index* para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Ano	Valores de LSI
B1	2011	29,63
	2014	31,00
	2017	31,53
B2	2011	39,50
	2014	40,61
	2017	40,96
B3	2011	24,12
	2014	25,25
	2017	23,67
B4	2011	16,92
	2014	17,57
	2017	17,53

De maneira geral, todas as sub-bacias hidrográficas analisadas exibem indicativo de áreas com maior riqueza e complexidade de estruturas, o que pode ser devido a multiplicidade de tipos de uso e cobertura da terra. Ao analisarmos a LSI em nível de classe notou-se que as áreas de vegetação natural e pastagem correspondem aquelas com maior grau de complexidade em todas as sub-bacias hidrográficas analisadas (Tabela 65).

Tabela 65 - Valores da métrica *Landscape Shape Index* em nível de classe para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Classe de uso e cobertura da terra	Valores de LSI		
		2011	2014	2017
B1	Urb	14,0167	16,0980	16,4906
	Min	2,6951	2,8636	3,0879
	Agu	7,3902	7,5714	6,8511
	Veg_nat	38,5591	38,1674	39,9204
	C_perm	8,8990	8,8065	7,2661
	C_temp	19,5397	20,5565	18,0374
	Past	31,6928	32,7914	35,2058
	Silv	13,1884	17,2437	17,5502
	A_desc	8,8844	10,1169	8,0649
B2	Urb	25,8998	28,0536	29,4259
	Min	3,5000	3,8163	4,4674
	Agu	17,7411	16,1509	15,5340
	Veg_nat	50,0696	51,2283	51,3858
	C_perm	15,0597	17,7830	14,4534
	C_temp	13,6728	16,1532	14,0917
	Past	44,5674	44,2974	45,0837
	Silv	15,4495	18,0500	13,4055
	A_desc	21,9778	17,4560	18,6763
B3	Urb	17,2552	18,9505	18,4333
	Min	3,5636	3,5167	4,3281
	Agu	5,2000	6,1489	5,6044
	Veg_nat	27,3769	28,1983	27,3476
	C_perm	8,3663	8,3942	5,8367
	C_temp	10,8284	10,5179	9,1282
	Past	25,7995	27,8416	25,9764
	Silv	12,6882	10,4000	9,9848
	A_desc	8,2571	10,8000	8,6447
B4	Urb	11,2292	12,2813	11,6798
	Min	1,4783	2,5072	1,4167
	Agu	7,4091	6,9535	7,4375
	Veg_nat	16,0341	16,7012	16,8327
	C_perm	3,7434	4,0894	5,3297
	C_temp	6,7259	6,9512	6,2157
	Past	20,2807	21,3874	21,2129
	Silv	10,0061	9,5868	9,4698
	A_desc	6,2267	6,8036	6,2185

8.2.6 *Interspersion Juxtaposition Index*

Ocorrendo em três artigos base selecionados (ZHAO *et al.* 2015; KUMAR *et al.* 2018; BOONGALING *et al.* 2018), a IJI é uma métrica que expressa uma medida de conectividade entre os fragmentos da paisagem, por isso, para os autores desses artigos, a IJI é um fator especialmente interessante tratando-se dos recursos hídricos.

Bian, Liu e Ding (2019) salientam que a distribuição espacial e a configuração dos tipos de uso da terra existentes na paisagem podem impactar diretamente a qualidade das águas superficiais. Corroborando Bu *et al.* (2014) argumentam que os padrões de uso da terra afetam a qualidade da água por meio da mudança nos processos de escoamento hidrológico e químico em uma bacia hidrográfica. Dessa forma Bu *et al.* (2014) destacam que uma série de métricas da

paisagem podem ser usadas para definir certas características de qualidade da água, entre elas está a IJI.

A IJI aplicada em nível de paisagem, nas sub-bacias hidrográficas desse trabalho, encontrou-se com valores medianos, superando 50. O valor mais alto foi identificado, especialmente, na sub-bacia hidrográfica B2. Isso significa que a paisagem desses territórios é mais ou menos conectada com fragmentos mais equitativamente adjacentes, sendo mais uniformemente distribuída, mas, não atinge valores superiores a 62 o que pode colocá-las como menos uniformes se comparadas a sub-bacias hidrográficas com valores de IJI superiores (Tabela 66).

Tabela 66 - Valores da métrica *Interspersion Juxtaposition Index* para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Ano	Valores de IJI
B1	2011	56,09
	2014	59,12
	2017	54,37
B2	2011	61,27
	2014	62,04
	2017	57,18
B3	2011	59,64
	2014	59,12
	2017	52,62
B4	2011	53,91
	2014	54,16
	2017	52,25

Quando a IJI foi aplicada em nível de classe percebeu-se que na sub-bacia hidrográfica B1 os usos antrópicos como Urb, Min, C_perm, C_temp e Silv estavam entre os com maior uniformidade em sua distribuição espacial, ou seja, indicaram fragmentos mais igualmente adjacentes a todos os outros tipos de fragmentos, ao mesmo tempo em que a classe Veg_nat teve os menores valores de IJI.

Na sub-bacia hidrográfica B2 a classe Urb exibiu valores de IJI menores entre todos os analisados e a Veg_nat ficou entre as classes com maiores valores. Na sub-bacia hidrográfica B3 um padrão parecido foi identificado, apesar da maior equitatividade entre os valores de cada classe de uso da terra.

Porém, na sub-bacia hidrográfica B4 o padrão foi novamente invertido, com valores mais baixos para Veg_nat e em geral mais altos para classes antrópicas como as de uso agrícolas (C_perm, C_temp e Silv) e urbano (Urb) (Tabela 67).

Tabela 67 - Valores da métrica *Interspersion Juxtaposition Index* no nível de classe, para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Classe de uso e cobertura da terra	Valores de IJI		
		2011	2014	2017
B1	Urb	68,9348	69,2639	65,6447
	Min	51,4888	55,0699	65,4287
	Agu	49,9780	52,3484	63,5320
	Veg_nat	53,7205	55,6474	49,4918
	C_perm	76,9047	74,1693	80,5916
	C_temp	56,5141	64,2083	61,2867
	Past	51,2079	55,2464	49,8986
	Silv	68,2024	67,7884	68,4589
	A_desc	83,0968	74,9857	73,2904
B2	Urb	62,5365	62,7809	56,9204
	Min	70,9788	75,5968	85,1190
	Agu	77,6904	67,4087	60,8724
	Veg_nat	63,4960	67,9454	70,3308
	C_perm	76,3189	80,5323	69,5544
	C_temp	69,1775	73,4391	71,2162
	Past	71,9227	71,9367	59,5478
	Silv	73,3454	73,2611	68,8182
	A_desc	75,8556	79,3414	64,7623
B3	Urb	47,3804	45,4031	43,5445
	Min	58,8164	52,7630	50,5208
	Agu	67,0328	58,3927	57,8994
	Veg_nat	65,3688	64,2775	55,7544
	C_perm	67,8440	71,3051	62,1831
	C_temp	59,1699	72,3382	50,0423
	Past	55,7317	54,6066	53,9673
	Silv	58,3927	57,5326	44,5804
	A_desc	67,0710	72,4221	63,3321
B4	Urb	54,6198	54,2980	51,0176
	Min	45,4865	59,6379	7,3615
	Agu	58,5572	54,5189	60,1797
	Veg_nat	43,4308	47,6253	42,6497
	C_perm	61,4164	54,4631	75,6432
	C_temp	59,9931	53,7432	53,7581
	Past	59,2271	58,8386	57,1515
	Silv	57,4179	53,6699	47,6472
	A_desc	64,7583	62,6657	67,2789

8.2.7 Contagion

A métrica CONTAG, foi calculada em quatro dos artigos científicos base, analisados por esse trabalho (SHI *et al.* 2017; CLÉMENT *et al.* 2017; LEE *et al.* 2009; UUEMA *et al.* 2005) e é uma medida importante para entender a relação da configuração da paisagem com a qualidade das águas, uma vez que Uuema *et al.* (2005), salienta que a baixa qualidade hídrica geralmente ocorre em paisagens fragmentadas, ou seja, quando os valores de CONTAG são mais próximos de zero.

Pode-se dizer que o valor de CONTAG das sub-bacias hidrográficas analisadas encontrou-se próximo a um valor médio, passando suavemente de 50 e atingindo a medida máxima de 61,71 na sub-bacia hidrográfica B4, no ano de 2017. Desse modo, sugere-se que os fragmentos se encontram mais agregados e conectados do que o oposto, especialmente na sub-bacia hidrográfica B4 (Tabela 68).

Tabela 68 - Valores da métrica *Contagion* para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Ano	Valores de CONTAG
B1	2011	55,77
	2014	55,47
	2017	56,51
B2	2011	55,13
	2014	54,45
	2017	55,24
B3	2011	52,98
	2014	52,93
	2017	56,82
B4	2011	61,26
	2014	60,54
	2017	61,71

Porém, isso não significa que as paisagens desses territórios não sejam consideravelmente fragmentadas e desagregadas, indicando a necessidade de possíveis explicações e análises futuras que agreguem um conjunto de fatores capazes de entender de forma mais consistente o que significa a conectividade encontrada nessas sub-bacias hidrográficas.

8.2.8 *Shannon's Diversity Index*

O cálculo do SHDI é apontado em quatro dos artigos científicos base selecionados pela revisão bibliográfica realizada nesse capítulo (SHI *et al.* 2017; CLÉMENT *et al.* 2017; LEE *et al.* 2009; UUEMA *et al.* 2005).

De acordo com Shi *et al.* (2017), o SHDI reflete a diversidade de fragmentos na bacia hidrográfica, dessa forma esse índice encontra-se relacionado positivamente com a qualidade hídrica. Essa afirmação sugere que que terras agrícolas e urbanas são negativas para qualidade hídrica, pois, causam a perda e fragmentação das áreas naturais que são essenciais para manutenção da biodiversidade.

Com os valores de SHDI das sub-bacias hidrográficas estudadas, percebeu-se que existe uma semelhança na diversidade geral entre as mesmas, sendo ligeiramente menor na sub-bacia hidrográfica B4. Notou-se, entretanto, que a diversidade não foi excepcionalmente alta em nenhuma das sub-bacias hidrográficas (Tabela 69).

Tabela 69 - Valores da métrica *Shannon's Diversity Index* para as sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4

Sub-bacia hidrográfica	Ano	Valores de SHDI
B1	2011	1,56
	2014	1,55
	2017	1,51
B2	2011	1,52
	2014	1,54
	2017	1,51
B3	2011	1,54
	2014	1,53
	2017	1,40
B4	2011	1,36
	2014	1,38
	2017	1,33

8.2.9 Discussão

De maneira geral, pode-se dizer que poucas diferenças foram encontradas em relação a configuração paisagística das quatro sub-bacias hidrográficas analisadas. Com a análise das métricas da paisagem supracitadas percebeu-se que a fragmentação foi bastante similar em seus territórios, com diminuição suave na sub-bacia hidrográfica B2. Essa diminuição pode ser explicada pela grande quantidade de áreas urbanizadas que criam grandes e contínuas áreas urbanas, tornando-as pouco fragmentadas. O mesmo ocorre na sub-bacia hidrográfica B3 que é a segunda com maior área composta de áreas de vegetação natural e com considerável quantidade de áreas urbanizadas e de pastagens.

A forma dos fragmentos nas quatro áreas mostrou-se mais próxima daquelas características de ambientes artificiais, com alta interferência antrópica, corroborando com o relevante predomínio de paisagens menos diversas e com um ou poucos tipos de uso e cobertura da terra.

No entanto, os valores de COHESION e de CONTAG indicam paisagens mais conectadas, apesar das medidas de IJI demonstrarem fragmentos mais intercalados e justapostos e de LSI sugerirem ambientes mais artificiais, principalmente nas sub-bacias hidrográficas B3 e B4, mesmo estas sendo as duas com maior quantidade de áreas de vegetação natural. Essa contradição pode ser explicada devido a grandes manchas de alguns tipos de uso da terra como os de vegetação natural e de pastagens ou ainda de áreas urbanizadas, como acontece na sub-bacia hidrográfica B3, e que, portanto, não possuem grande quantidade de bordas a serem expressas nos valores de LPI e maiores conexões como exposto em COHESION e CONTAG.

Isso não significa, entretanto, que as paisagens têm configurações especificamente naturais e com preservação ou conservação adequadas, reiterando a necessidade de analisar o conjunto e complexidade da paisagem e não apenas atributos individuais.

8.3 Considerações finais

Com a análise da configuração da paisagem realizada neste capítulo, foi possível entender que apesar de bastante parecidas, em relação a sua configuração paisagística, as sub-bacias hidrográficas analisadas podem indicar diferentes resultados em relação as suas conexões com a qualidade hídrica superficial. Isso porque, os indicadores de conectividade, fragmentação, forma, densidade e diversidade podem exibir valores semelhantes ou até mesmo idênticos, mas, ter diferentes respostas de acordo com o padrão e composição dos usos e cobertura da terra.

A paisagem é complexa e tem diversos compartimentos, podendo ser interpretada de várias maneiras de acordo com o fim para o qual pretende-se destinar o seu planejamento. Por isso, os resultados das métricas da paisagem dependem do objetivo pelo qual elas foram aplicadas. Os valores singulares das métricas respondem a quase nada sobre uma paisagem se não forem integrados a outros fatores como a composição paisagística e o motivo pelo qual a sua avaliação se destina.

Nessa tese, a análise da configuração espacial da paisagem foi apenas uma etapa para que fosse atingido o objetivo de entender a relação existente entre a estrutura da paisagem e os fatores físicos, químicos e microbiológicos da água. Apesar de individualmente as respostas dessa análise parecerem irrelevantes, em um contexto geral, elas tornam-se essenciais no entendimento da paisagem e das constatações advindas da mesma.

As respostas da configuração da paisagem podem, dessa maneira, afetar distintamente a qualidade da água dos corpos hídricos que constituem as sub-bacias hidrográficas. Portanto, analisar a estrutura da paisagem, tanto em relação a configuração quanto em relação a composição, e seus efeitos na qualidade hídrica não pode ser feita de forma desassociada.

Destarte, o estudo dos recursos hídricos e de sua manutenção para os múltiplos usos, principalmente, para o abastecimento e consumo humano deve considerar a complexidade e correlação das diferentes variáveis que compõem a estrutura paisagística do território em estudo, bem como, suas particularidades.

9. ANÁLISE DAS RELAÇÕES ENTRE A ESTRUTURA DA PAISAGEM E A QUALIDADE HÍDRICA

Esse capítulo propôs analisar a relação da dinâmica do uso e cobertura da terra e da configuração espacial da paisagem com os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água.

Portanto, nele foi realizada uma análise estatística multivariada, com o intuito de entender os efeitos e a relação da estrutura da paisagem, tanto no aspecto de composição quanto de configuração, com os parâmetros da qualidade hídrica, buscando abranger a complexidade, correlação e particularidades das sub-bacias hidrográficas que compõem a área de estudo dessa tese.

Previamente à aplicação da análise estatística ocorreu a aquisição, análise e tratamento de parâmetros da água e de dados espaciais, responsáveis pela caracterização e análise da composição e configuração da paisagem. Esses dados tiveram seus resultados descritos de forma mais detalhada nos capítulos anteriores, o que foi de suma importância para efetuar a aplicação da análise estatística que foi descrita por esse capítulo.

Por meio de seus resultados a análise estatística multivariada permitiu responder aos questionamentos e as hipóteses levantadas por essa tese, possibilitando o fechamento da mesma, com o alcance do objetivo proposto.

Dessa forma, o capítulo foi dividido a seguir em:

- **Material e métodos:** nesse tópico foram descritas as formas de amostragem dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água e de aquisição e tratamento dos dados espaciais, que constituem a estrutura da paisagem. Assim, foram descritas, de forma detalhada, todas as análises e procedimentos necessários para aplicação da análise estatística multivariada;
- **Resultados:** nesse tópico foram apresentados os resultados encontrados a partir das análises realizadas;
- **Discussão:** as questões propostas pelo trabalho foram discutidas e respondidas, averiguando-se as hipóteses levantadas pela tese e atendendo-se ao seu objetivo; e
- **Considerações finais:** em seguida foram expostas as considerações retiradas dos resultados e discussões conseguidos, que encaminharam a finalização e considerações finais provenientes da tese como um todo, de modo que o trabalho fosse concluído adequadamente.

9.1 Material e métodos

9.1.1 Amostragem dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água selecionados para analisar as relações e interações produzidas pelas atividades antrópicas nas sub-bacias hidrográficas B1, B2, B3 e B4 incluíram: [1] Temperatura da água - T_p (°C); [2] Turbidez - T_b (UNT); [3] Condutividade elétrica - CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$); e [4] Sólidos totais - ST (mg/l); [5] Oxigênio dissolvido - OD (mg/l); [6] Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional); [7] Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l); [8] Fósforo total - FT (mg/l); [9] Nitrogênio Amoniacoal - NH_4^+ - NA (mg/l); e [10] Nitrogênio Nitrato - NO_3^- - NN (mg/l); e [11] Coliformes termotolerantes - CT (UFC/100ml).

Esses parâmetros foram coletados da base de dados disponibilizada pela CETESB, nos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do estado de São Paulo correspondentes aos anos de 2011, 2014 e 2017 (CETESB, 2018; CETESB, 2015; CETESB, 2012). Amostrados segundo os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005 e analisados tanto no período de estiagem (abril, maio, junho, julho, agosto e setembro) quanto no período chuvoso (janeiro, fevereiro, março, outubro, novembro e dezembro).

9.1.2 Aquisição e tratamento de dados espaciais

Os dados espaciais foram obtidos por meio de imagens de satélite Landsat 5 e 8, dos anos de 2011, 2014 e 2017, disponibilizadas pela USGS (*United States Geological Survey*). Essas imagens passaram por tratamento e receberam a composição colorida (RGB), as imagens Landsat-5 com as bandas 5, 4 e 3 e as imagens Landsat-8 com as bandas 6, 5 e 4.

Posteriormente, foi aplicada a técnica de segmentação de imagens, com aplicação do algoritmo matemático *Mean Shift*, para categorização do uso e cobertura da terra, que seguiu os critérios de classificação do Manual Técnico do Uso da Terra (IBGE, 2013). Ao todo foram selecionadas nove classes de uso: [1] Áreas urbanizadas (Urb); [2] Áreas de mineração (Min); [3] Águas continentais (Agu); [4] Áreas de vegetação natural (Veg_nat); [5] Culturas permanentes (C_perm); [6] Culturas temporárias (C_temp); [7] Pastagem; [8] Silvicultura; e [9] Áreas descobertas.

Todos os dados foram georreferenciados e manipulados no *software* ArcGIS® 10.6, adotando-se o sistema geodésico de referência SIRGAS2000 (IBGE, 2005), projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), escala 1:50.000 e fuso 23 Sul. A precisão e concordância do mapeamento foi calculada por meio do coeficiente *Kappa*.

Um total de oito métricas foram extraídas para caracterizar a configuração do uso e cobertura da terra: [1] *Patch Density* (PD); [2] *Shape Index* (SHAPE); [3] *Largest Patch Index*

(LPI); [4] *Patch Cohesion Index* (COHESION); [5] *Shannon's Diversity Index* (SHDI); [6] *Landscape Shape Index* (LSI); [7] *Interspersion Juxtaposition Index* (IJI); e [8] *Contagion* (CONTAG). Essas métricas da paisagem foram analisadas pelo *software* FRAGSTATS 4.2.1 em nível de paisagem (*Landscape metrics*).

9.1.3 Análise estatística

Buscando entender o comportamento dos dados utilizados nesse estudo foram, inicialmente, realizadas análises de correlação de *Pearson*. Com essas análises foi possível entender quais e de que forma as variáveis ambientais estavam correlacionadas, fator fundamental para discussão e compreensão dos resultados de análises posteriores.

Com a intenção de analisar as possíveis relações existentes entre as mudanças ocorridas nos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água e a estrutura da paisagem foi aplicada análise de redundância (RDA). De acordo com Mello *et al.* (2018a), a RDA é uma extensão da regressão múltipla e consegue modelar dados de resposta multivariada, examinando o quanto da variação de um conjunto de variáveis independentes explica a variação em um conjunto de variáveis dependentes (GOTELLI, 2011).

Além disso, essa análise tem sido bastante empregada para determinar a relação entre preditores ambientais, como uso e cobertura da terra e as métricas da paisagem, e a qualidade hídrica superficial em bacias hidrográficas (DING *et al.* 2016; TANAKA *et al.*, 2016; SHI *et al.*, 2017; SONG; SONG, SHAO, 2020; BROGNA *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2018; XIE *et al.*, 2018; MELLO *et al.*, 2018a; BIAN *et al.*, 2019; LEI; WAGNER; FOHRER 2020; WU; LU, 2021).

Para aplicação da RDA, utilizou-se de um modelo de regressão múltipla associado ao método de seleção de modelos *stepwise (backward)*. Dessa maneira, o método realizou a convergência de um modelo mais complexo (com o número máximo de preditores) para um modelo mais simples (com o número mínimo de preditores), empregando o critério de parcimônia, baseado na verossimilhança, *Akaike Information Criteria* (AIC).

Dessa forma foi escolhido o modelo final (“modelo ótimo”) que manteve a capacidade preditiva do modelo inicial retirando as variáveis que o inflacionavam, ou seja, o modelo ótimo é aquele que mantém a maior capacidade explicativa da variação ocorrida nas variáveis resposta através da seleção do menor número possível de preditores.

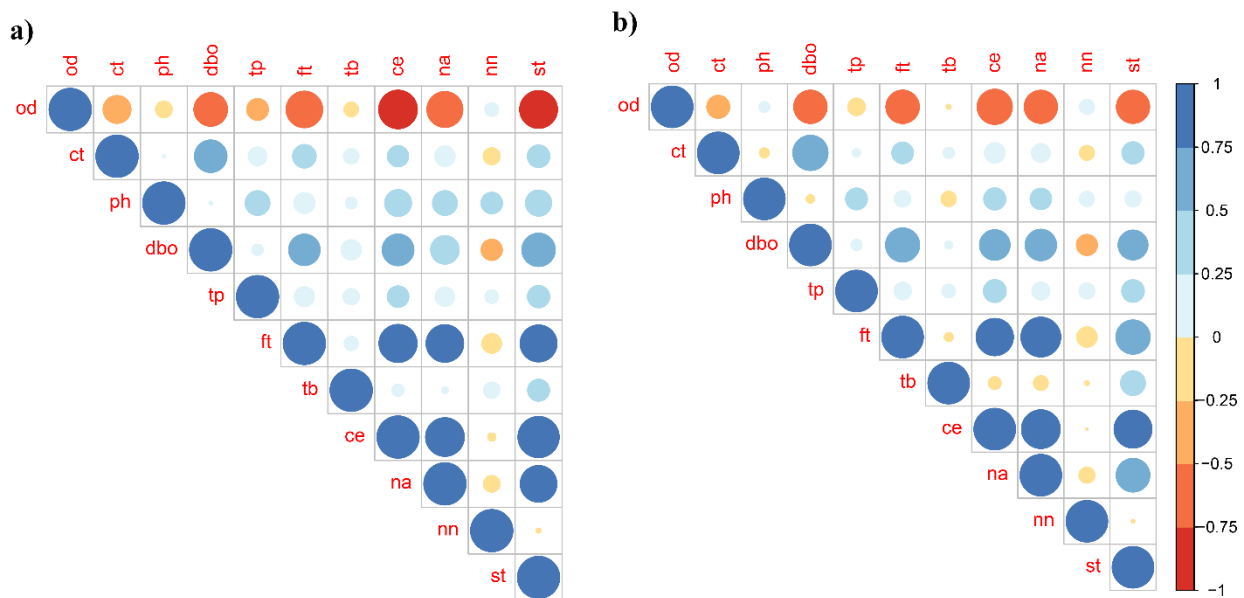
Selecionado o modelo final, foi executada a análise de redundância (RDA) em quatro investigações diferentes. Primeiro foi efetuada a RDA para verificar a relação do uso e cobertura da terra com os parâmetros da qualidade hídrica e depois foi realizada a RDA para analisar a relação das métricas da paisagem com os parâmetros da qualidade hídrica, considerando separadamente o período seco e chuvoso dos anos em estudo (2011, 2014 e 2017), resultando em

quatro resultados distintos. Por fim, foi aplicado o teste de permutação de *Monte Carlo* (999 permutações) para determinar a validade estatística das análises RDA.

9.2 Resultados

9.2.1 Análises de correlação

Para analisar a relação entre a estrutura da paisagem e a qualidade hídrica foram utilizados como preditores ambientais os dados de composição da paisagem, que são compostos pelos dados de uso e cobertura da terra, os dados de configuração da paisagem, integrados pelas métricas da paisagem e os dados de caracterização da qualidade hídrica, constituídos pelos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água. Dessa forma, foram realizadas análises que exibiram a correlação existente entre as variáveis que compõem cada um desses três conjuntos. Para o conjunto formado pelos dados hídricos duas correlações foram aplicadas, uma para o período de estiagem e outra para o período chuvoso (Figura 30).



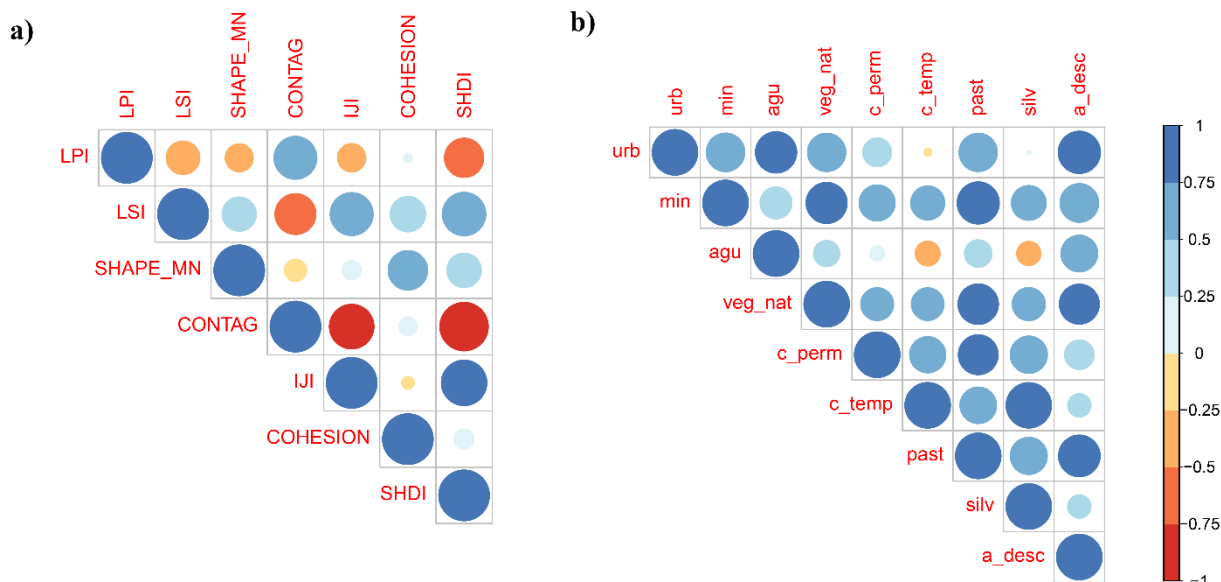
(a) Correlação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água no período de estiagem; (b) Correlação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água no período de chuvas

Figura 30 - Correlações entre os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água

Tratando-se das correlações entre os parâmetros da qualidade hídrica foram encontradas fortes correlações negativas do OD com o CE e ST e fortes correlações positivas entre CE, ST, FT e NA no período de estiagem (Figura 30a), além e fortes correlações positivas entre CE, ST, FT e NA no período chuvoso (Figura 30b).

Na análise de correlação entre as variáveis de métricas da paisagem, foi encontrada forte correlação negativa entre CONTAG, IJI e SHDI (entre -0,75 e -1,00) (Figura 31a). Na análise de

correlação entre as variáveis de uso e cobertura da terra, percebeu-se que as correlações mais fortes (entre 0,75 e 1,00) foram encontradas entre c_perm e past; c_temp e silv; urb, agu e a_desc; a_desc, urb, past e veg_nat; e past, c_perm, a_desc, veg_nat e min, todas de maneira positiva (Figura 31b).



(a) Correlação entre as métricas da paisagem; (b) Correlação entre os tipos de uso e cobertura da terra

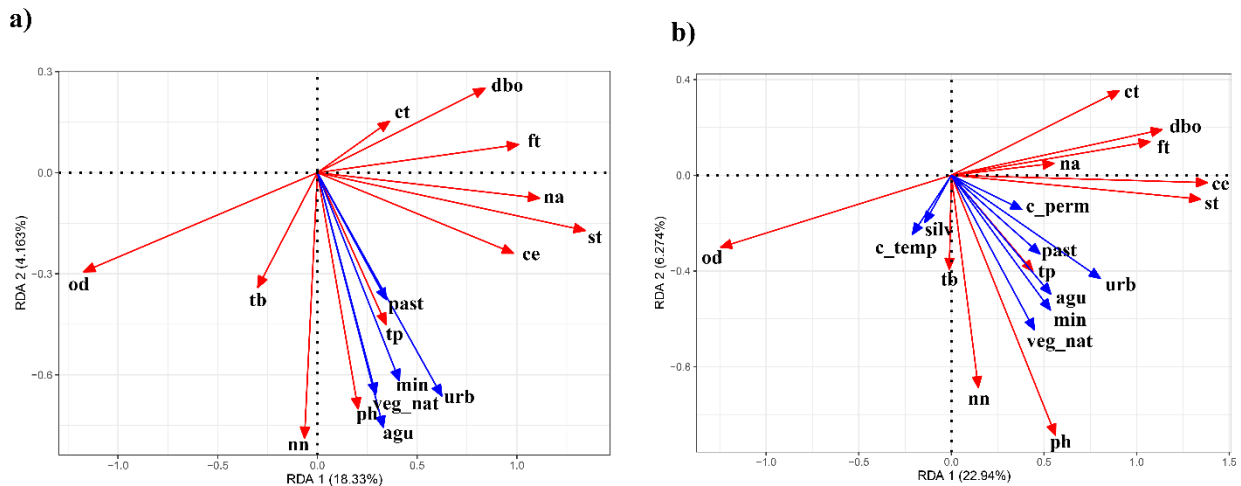
Figura 31 - Correlações entre as métricas da paisagem e os tipos de uso e cobertura da terra

9.2.2 Análise de redundância: Composição da paisagem

O modelo RDA aplicado no período de estiagem, foi capaz de explicar cerca de 29% da variação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água em relação a composição da paisagem da área de estudo (Figura 32b). O primeiro eixo explicou 22,94% dessa variação e separou as classes de uso c_temp e silv das classes de uso c_perm, past, urb, agu, min e veg_nat. Foi excluída, a partir da seleção do modelo “ótimo”, a variável a_desc que se mostrou fortemente correlacionada com past e veg_nat. Além disso, esse eixo separou a maioria dos parâmetros da água do OD, que exibiu correlações negativas com CE e ST.

O segundo eixo explicou 6,274% da variação e mostrou correlação negativa com todas as variáveis de composição da paisagem que foram incluídas no modelo. Esse eixo separou os parâmetros hídricos em DBO, FT, NA e CT e em CE, ST, Tp, pH, NN, Tb e OD.

Apesar do valor explicativo da RDA parecer baixo, podemos de dizer que ele foi bastante expressivo, considerando-se a grande quantidade de variáveis explicativas analisadas, que foram aquelas correspondentes as classes de uso e cobertura da terra (oito variáveis).



(a) Modelo RDA para composição da paisagem no período de chuvas; (b) Modelo RDA para composição da paisagem no período de estiagem

Figura 32 - Análise de redundância entre a composição da paisagem e a qualidade hídrica

O modelo RDA aplicado no período de chuvas, foi capaz de explicar cerca de 22% da variação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água em relação a composição da paisagem da área de estudo (Figura 32a). O primeiro eixo explicou 18,33% dessa variação e revelou correlação positiva com todas as classes de uso da terra selecionadas. Foi excluída, a partir da seleção do modelo “ótimo”, além da variável a_desc, a variável c_perm, fortemente correlacionada com past, c_temp e silv, fortemente correlacionadas entre si. Além disso, esse eixo separou os parâmetros OD, Tb e NN dos outros oito parâmetros analisados.

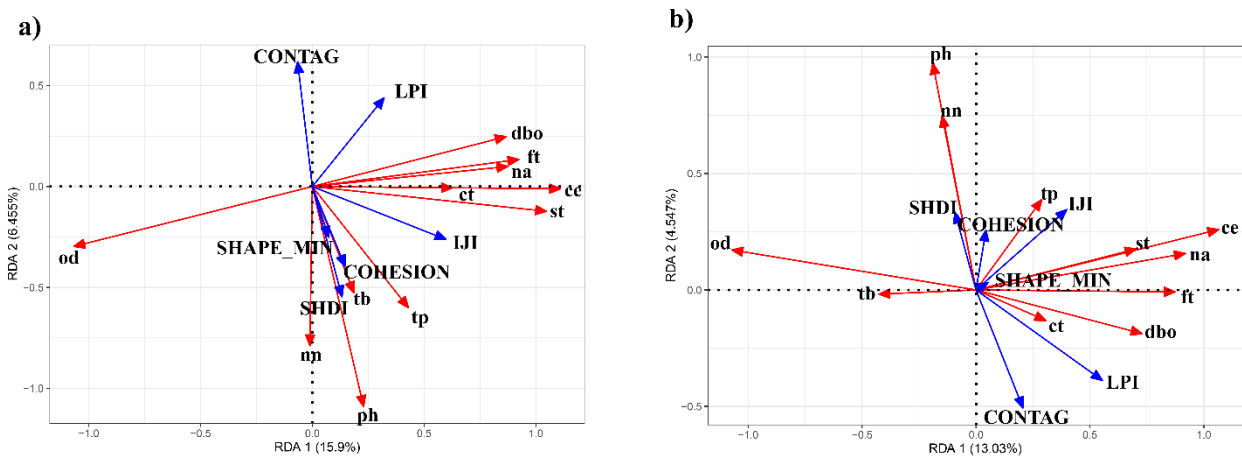
O segundo eixo explicou 4,163% da variação e mostrou correlação negativa com todas as variáveis de composição da paisagem que foram incluídas no modelo. Esse eixo separou os parâmetros hídricos em CT, DBO e FT e em OD, Tb, NN, pH, Tp, ST, CE e NA.

Dessa forma, pode-se afirmar, que o modelo aplicado para o período de estiagem teve maior poder explicativo das variações nos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água que o aplicado para o período de chuvas.

9.2.3 Análise de redundância: Configuração da paisagem

O modelo RDA aplicado no período de estiagem, foi capaz de explicar cerca de 22% da variação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água em relação a configuração da paisagem da área de estudo (Figura 33a). O primeiro eixo explicou 15,9% dessa variação e separou as métricas da paisagem IJI, SHAPE_MN, COHESION e SHDI das métrica LPI e CONTAG, ademais, esse eixo separou a maioria dos parâmetros da água do OD. Foi excluída, a partir da seleção do modelo “ótimo”, a variável LSI e PD.

O segundo eixo explicou 6,455% da variação e mostrou correlação positiva com as variáveis LPI e CONTAG e negativas com SHAPE_MN, IJI, COHESION e SHDI. Esse eixo separou os parâmetros hídricos em DBO, FT e NA e em ST, Tp, pH, NN, Tb e OD (Figura 33).



(a) Modelo RDA para configuração da paisagem no período de estiagem; (b) Modelo RDA para configuração da paisagem no período de chuvas

Figura 33 - Análise de redundância entre a configuração da paisagem e a qualidade hídrica

O modelo RDA aplicado no período de chuvas, foi capaz de explicar cerca de 17% da variação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água em relação a configuração da paisagem da área de estudo (Figura 33b). O primeiro eixo explicou 13,03% dessa variação e revelou correlação positiva com todas as métricas da paisagem selecionadas, exceto SHDI. Foi excluída, a partir da seleção do modelo “ótimo”, a variável LSI e PD. Além disso, esse eixo separou os parâmetros OD, Tb, NN e pH dos outros sete parâmetros analisados.

O segundo eixo explicou 4,547% da variação e mostrou correlação positiva com SHAPE_MN, IJI, COHESION e SHDI e negativa com LPI e CONTAG. Esse eixo separou os parâmetros hídricos em CT e DBO e em NA, CE, ST, Tp, NN e pH.

Pode-se afirmar, assim como para as variáveis de composição da paisagem, que o modelo aplicado para a configuração da paisagem no período de estiagem teve maior poder explicativo das variações nos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água que o aplicado para o período de chuvas.

9.3 Discussão

Mirzaei *et al.* (2020) ressaltam que existem fortes relações entre o uso e cobertura da terra e a qualidade da água em termos de nutriente, sedimentos e contaminantes. O escoamento de águas pluviais de diferentes superfícies, sejam elas, permeáveis ou impermeáveis criam uma importante fonte de poluição difusa (SRINIVAS *et al.*, 2020). A quantidade e tipos de poluentes,

advindos dessas fontes, diferem de acordo com os diversos tipos de uso e cobertura da terra que as águas drenam até chegar aos corpos hídricos superficiais (MIRZAEI *et al.*, 2020; SRINIVAS *et al.*, 2020; CHIANG *et al.*, 2021).

Portanto, compreender os parâmetros de qualidade da água pelo gradiente de uso e cobertura da terra é um fator chave no desenvolvimento sustentável, avaliação de risco ambiental e gestão sustentável da água (MIRZAEI *et al.*, 2020; SRINIVAS *et al.*, 2020).

De acordo com Mello *et al.* (2018a), vários estudos têm mostrado que a agricultura e as áreas urbanas representam os tipos de uso da terra mais importantes no aumento da degradação da qualidade da água. Os autores destacam que em terras agrícolas, fertilizantes excessivos, escoamento e erosão do solo podem levar a um aumento de sedimentos, nutrientes, contaminantes químicos e matéria orgânica no corpo hídrico, e em áreas urbanas, o aumento das águas residuais e dos poluentes que se acumulam nas superfícies impermeáveis resultam na deterioração da água (MELLO *et al.*, 2018a; SHI *et al.*, 2017).

Mello *et al.* (2018b) salientam que durante a estação chuvosa, principalmente em bacias hidrográficas tropicais, a degradação da água em riachos sem cobertura florestal é aumentada devido aos demais tipos de uso e cobertura da terra ficarem mais sujeitos ao escoamento superficial direto e, conseqüentemente, a transferência de poluentes para o rio.

Além disso Mello *et al.* (2018b) afirmam que, a cobertura florestal em uma bacia hidrográfica promove a diminuição do escoamento e o aumento da interceptação e infiltração do solo, reduzindo a descarga de sedimentos e o carregamento de nutrientes e poluentes no rio durante as tempestades. Por isso as bacias hidrográficas mais florestadas apresentaram menores valores de poluentes e menor variação temporal, e as bacias hidrográficas mais agrícolas apresentaram maiores valores de média anual e variação temporal dos parâmetros de qualidade da água (MELLO *et al.*, 2018b).

As pastagens são indicadas por alguns autores como fontes de poluição difusa por serem susceptíveis a erosão do solo e ao intenso escoamento superficial, contribuindo para entrada de fertilizantes ou estrume nas áreas florestais (TANAKA *et al.*, 2016; LEI; WAGNER; FOHRER, 2021). Porém, existem autores que encontraram relação positiva entre as pastagens e a qualidade hídrica dos rios, considerando-as usos capazes, juntamente com a floresta, de filtrar poluentes, sedimentos e nutrientes (SHI *et al.*, 2017; MELLO *et al.*, 2018a).

Nessa tese, quando se analisou a relação entre as classes de uso e cobertura da terra e os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água, para o período de estiagem, notou-se que a classe *veg_nat* e *urb* foram as que mais se destacaram, mostrando forte correlação e indicando consideráveis contribuições no modelo. Entretanto, *urb* teve maior correlação positiva com os parâmetros CE, ST, NA e FT e *veg_nat* com pH e NN.

Quando se analisou a relação entre as classes de uso e cobertura da terra e os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água, no período de chuvas, notou-se que a classe agu e urb foram as mais relevantes. Entretanto, urb teve maior correlação positiva com CE, ST e NA e agu com pH e NN.

Verificou-se que, tanto no período seco quanto no período chuvoso, a classe de uso da terra urb, que se caracteriza por ambientes de maior influência antrópica, teve relações mais significativas e positivas com CE, ST, NA e FT e que as classes agu e veg_nat, que se constituem por locais que, se espera, serem menos perturbados pela ação humana, tiveram relações positivas e mais significativas com pH e NN.

Porém, é importante ressaltar que, na área de estudo dessa tese, a classe agu encontrou-se fortemente correlacionada de forma positiva com a classe urb, e a classe a veg_nat, correlacionou-se forte e positivamente com pastagens, áreas descobertas (principalmente, advindas dos solos em pousio das áreas agrícolas) e a mineração.

Considerando o conjunto das quatro sub-bacias hidrográficas podemos dizer que a região é composta, majoritariamente, por pastagens (32,15%), com expressiva área de vegetação natural (32,05%) e áreas urbanizadas (17,76%) bastante importantes (Figura 34).

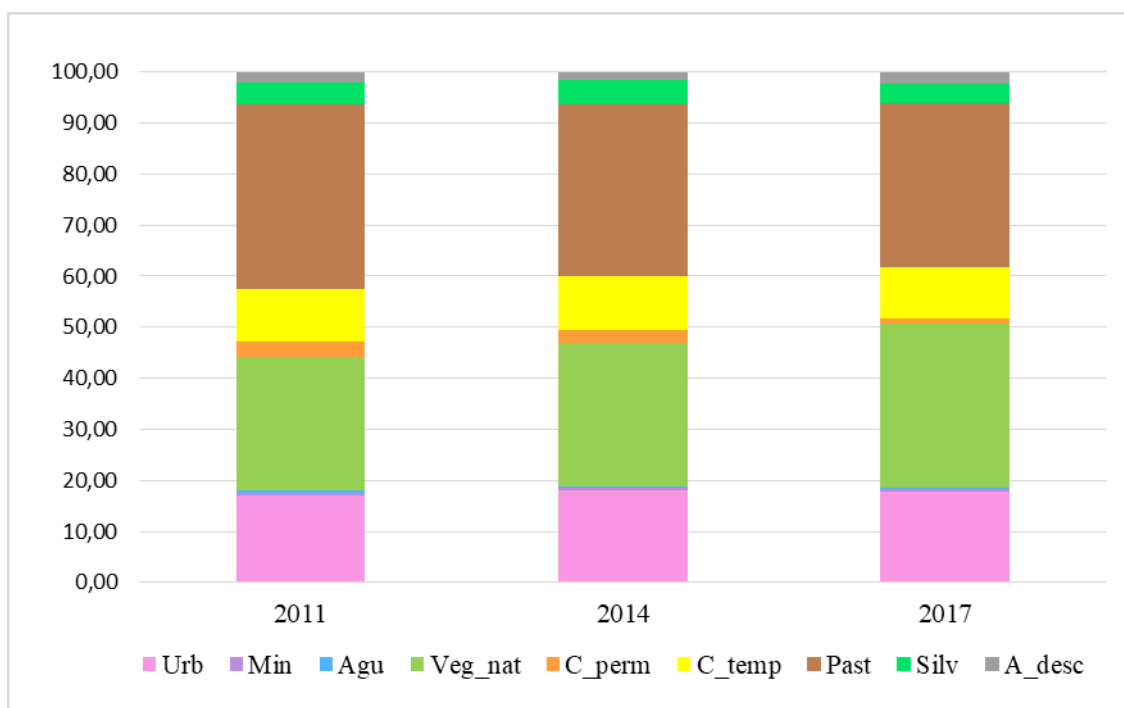


Figura 34 - Padrão de uso e cobertura da terra da área de estudo entre os anos de 2011 e 2017

Entretanto, é difícil quantificar a resposta da qualidade da água, considerando os padrões de uso e cobertura da terra, sem avaliar a configuração desses usos na paisagem, pois, diferentes

tipos de usos da terra podem apresentar habilidades explicativas variadas para a qualidade da água (SONG; SONG; SHAO 2020).

Ding *et al.* (2016), por exemplo, ressaltam que um padrão urbano intacto com uma grande quantidade de superfícies impermeáveis pode resultar na deterioração da qualidade da água, enquanto que, uma paisagem florestada agregada tem uma maior capacidade de fixação e absorção de poluentes em riachos do que uma paisagem florestal dispersa.

Para os autores a fragmentação e a interconexão espacial dos usos da terra desempenha um papel importante na modulação dos efeitos desses na qualidade da água. Isso sugere que pode ser possível projetar uma configuração de uso da terra para melhorar a qualidade da água sem alterar significativamente a composição do uso da terra na área de estudo (DING *et al.*, 2016).

Nessa tese, quando se analisou a relação entre as métricas da paisagem e os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água, no período de estiagem, notou-se que as métricas IJI, LPI e CONTAG foram as que mais se destacaram, mostrando forte correlação e indicando relevantes contribuições no modelo. CONTAG e LPI teve maior correlação positiva com DBO, FT e NA e IJI com ST, CE, NA, FT e pH.

Quando se analisou a relação entre as métricas da paisagem e os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água, no período chuvoso, notou-se que as métricas IJI, LPI e CONTAG continuaram sendo as que mais se destacaram. Nesse caso, CONTAG e LPI teve maior correlação positiva com DBO e FT e IJI com CE, NA, NN e pH.

As métricas da paisagem IJI e CONTAG, são responsáveis por medir o grau de conectividade dos fragmentos em uma paisagem, enquanto LPI mostra uma medida de dominância em relação a um tipo de uso da terra existente no território analisado. Song, Song e Shao (2020) argumentam que as métricas capazes de indicar a complexidade, fragmentação, aglomeração, conectividade e diversidade da estrutura espacial da paisagem, como essas, podem ser úteis para integrar a migração e o acúmulo de poluentes entre manchas heterogêneas e devem ser consideradas no estudo da relação entre o padrão da paisagem e a qualidade da água.

Essas métricas foram as que indicaram maior relação com os parâmetros da qualidade hídrica e exibiram, exceto pela DBO, forte relação com FT, CE, NA, NN e pH, fatores também relacionados aos tipos de uso e cobertura da terra já mencionados, dando subsídios para a explicação das relações encontradas nos modelos RDA.

Os parâmetros FT, CE, NA e ST que mostraram forte e positiva relação com a classe urb, exibiram fortes e positivas correlações entre si, tanto no período seco quanto no período chuvoso, ainda que nesse último FT e ST tenham revelado correlação mais fraca (entre 0,5 e 0,75).

Todos esses parâmetros são associados a poluição dos corpos hídricos e bastante utilizados nos artigos que analisam as relações e influências do uso e cobertura da terra e das métricas da

paisagem nos parâmetros de qualidade da água (TANAKA *et al.*, 2016; SHI *et al.*, 2017; LI *et al.*; 2018; RODRIGUES *et al.*, 2018; MELLO *et al.*, 2018a; MELLO *et al.*, 2018b; XIE *et al.*, 2018; PROKOP *et al.*, 2019; BIAN; LIU; DING, 2019; WU; LU, 2021).

De acordo com Yuan *et al.* (2021), o fósforo é um nutriente comumente limitante nos ecossistemas de água doce, controlando a produtividade primária e determinando a biomassa total de algas. Embora seja fornecido por intemperismo natural de rochas e solos na bacia hidrográfica, na maioria dos rios modernos a fonte dominante de fósforo é a poluição antropogênica, advinda de fertilizantes agrícolas e efluentes domésticos.

Os autores destacam que os principais impactos do aumento excessivo de fósforo incluem o enfraquecimento da função do ecossistema aquático, perda de biodiversidade e declínio na qualidade da água, além disso, a proliferação de algas nocivas associada à eutrofização pode produzir algas tóxicas que podem matar animais aquáticos e, ocasionalmente, até ter efeitos nocivos em humanos (YUAN *et al.*, 2021).

Ao analisar os modelos mistos (Figura 9 cap. 6), notaram-se variações significativas de FT no ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B2, em que os valores de FT demonstraram considerável aumento. Em 2011, dentre as 36 amostragens coletadas para essa sub-bacia hidrográfica, 11 (30,60%) foram inferiores a 0,1 mg/l e 25 (69,40%) superiores ou iguais a essa concentração; e em 2014, este resultado foi de 8 (22,22%) amostragens inferiores e 28 (77,78%) amostragens superiores ao padrão exigido.

No ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B4, houve expressivo aumento nas concentrações de FT, dentre 24 amostragens feitas para o ano de 2011, 21 delas (87,50%) foram superiores ou iguais a 0,1 mg/l e 3 inferiores (12,50%) a esse valor; e em 2014, 18 delas (75%) foram superiores e 6 inferiores (25%) a concentração ideal (BRASIL, 2005). Além disso, verificou-se a diminuição das concentrações de FT na sub-bacia hidrográfica B2, quando esses valores consideraram a precipitação.

Essas concentrações de FT podem ser explicadas pela extensa área urbanizada que se concentra na sub-bacia hidrográfica B2, mas, que também tem forte impacto na sub-bacia hidrográfica B4, ocupando pouco mais de 10% de seu território e 17% da área de estudo como um todo.

As métricas da paisagem, aplicadas no capítulo 8, mostraram que a distribuição das áreas urbanizadas não é tão uniforme, mas, que possui dominância especialmente na sub-bacia hidrográfica B2, B3 e B4.

Além disso, vale ressaltar que as áreas urbanizadas podem exibir um grau desproporcionalmente alto de degradação ambiental com pequenas extensões territoriais, pois sua capacidade de produção e dispersão de poluentes é intensamente concentrada e rapidamente

dispersada devido sua superfície caracteristicamente impermeável e capacidade de aumento do volume de escoamento superficial (ZHOU *et al.*, 2012).

Da mesma maneira, a CE exibiu variações expressivas no ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B2, em que se constatou aumento significativo (Figura 9 cap. 6). Em 2011, 16,67%, das 36 amostragens coletadas demonstraram valores de CE inferiores ou iguais a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 83,33% superiores a esse valor em 2014, 5,56% das amostragens coletadas demonstraram valores de CE inferiores ou iguais a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 94,44% superiores a esse valor.

No ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B4, o mesmo ocorreu. Em 2011, 33,33% das 24 amostragens coletadas demonstraram valores de CE inferiores ou iguais a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 66,67% superiores a esse valor. Em 2014, 16,67% das amostragens coletadas demonstraram valores de CE inferiores ou iguais a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 83,33% superiores a esse valor.

Por sua vez, o ST, que tem como característica a geração de problemas para navegação, elevando o risco de enchentes, além de causar danos à vida aquática (CETESB, 2018), mostrou aumento significativo de suas concentrações no ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B2, B3 e B4 (Figura 9 cap. 6). Nenhuma amostragem exibiu valores superiores as 500 mg/l, exceto na sub-bacia hidrográfica B4, em que 95,83% das amostragens apresentaram-se em conformidade com os padrões normativos e 4,17% em inconformidade com os mesmos.

Para Ervinia *et al.* (2019), o nitrogênio inorgânico dissolvido, composto por várias formas de nitrogênio, incluindo o nitrogênio amônio (NH_4N) e nitrogênio nitrato (NO_3N), nomeados por essa tese, respectivamente, de NA e NN, é um importante indicador na avaliação do estado trófico do ecossistema aquático, na saúde das bacias hidrográficas e nos efeitos de múltiplos estressores em sistemas terrestres e fluviais.

Ervinia *et al.* (2019) destacam que, a dinâmica do fluxo de nitrogênio é controlada expressivamente pelas condições climáticas e entradas antrópicas de nitrogênio como fertilizantes agrícolas, combustão de combustível fóssil e águas residuais domésticas. Portanto, explorar as ligações entre as condições climáticas e a qualidade da água e sua associação com o uso da terra é um passo fundamental para entender como as mudanças climáticas irão alterar as concentrações de nitrogênio, bem como os ecossistemas de bacias hidrográficas respondem a essas mudanças (ERVINIA *et al.*, 2019).

Quando foi aplicada a análise de modelos mistos, no capítulo 6 dessa tese, verificou-se que as concentrações de NA sofreram aumentos estatisticamente significativos no ano de 2014, especialmente na sub-bacia hidrográfica B2 e na sub-bacia hidrográfica B4, na primeira aproximadamente 33,33% das amostragens mostraram águas inadequadas, de acordo, com os padrões normativos exigidos para NA, ultrapassando a concentração de 13,3mg/l e na segunda 20,83% das amostragens enquadraram-se nessa mesma situação.

Analisando o NN, notou-se que as variações mais significativas se concentraram no ano de 2017, especialmente na sub-bacia hidrográfica B2, onde os valores de NN aumentaram de maneira expressiva. Apesar disso, 100% das amostragens revelaram-se condizentes com as normas de enquadramento de corpos d'água referidas, estando disponíveis para abastecimento e consumo humano.

Sabe-se que a precipitação foi um fator bastante expressivo, apresentando no ano de 2014 índices de chuvas inferiores ao esperado, com o mês, tipicamente chuvoso, de outubro com precipitação média abaixo de 25mm e mês seco de junho com precipitação média inferior a 8mm. Entretanto, em 2017 a precipitação também teve sua parcela de significância, exibida pela análise estatística de modelos mistos, dessa vez pelo aumento nas médias mensais de precipitação.

Ao analisar esses resultados considerando a composição da paisagem, verificou-se que as sub-bacias hidrográficas B2 e B4 são bastante distintas. A sub-bacia hidrográfica B2 é intensamente urbanizada, e a sub-bacia hidrográfica B4 é a que possui a maior área de vegetação natural dentre as sub-bacias hidrográficas analisadas pela tese, apesar disso, a área de pastagem que possui é bastante expressiva ocupando mais de 25% da área total de seu território.

Em teoria esperava-se que a sub-bacia hidrográfica B4, devido sua composição paisagística, não sofresse poluição significativa por nitrogênio amônio, entretanto, não foi o que ocorreu. Fato que pode ser explicado devido a configuração espacial do uso e cobertura da terra encontrada na paisagem.

Apesar de possuir o território dominado pela classe de uso veg_nat (Tabela 61 Cap. 8), essa sub-bacia hidrográfica possui territórios bastante expressivos de outros tipos de uso como as pastagens e as áreas urbanizadas, além disso, os valores de IJI demonstraram que as áreas de vegetação natural foram uma das menos uniformes na paisagem (Tabela 66 Cap. 8).

Mesmo sendo a sub-bacia hidrográfica B4 a menos fragmentada entre as estudadas (Tabela 67 Cap. 8), notou-se que a vegetação natural se encontra concentrada na região leste, os demais fragmentos estão dispersos por toda sub-bacia hidrográfica de maneira pouco contígua, além disso, percebeu-se a falta de áreas de preservação permanente as margens de vários corpos hídricos (Figura 25 Cap. 7).

Dessa maneira, constatou-se que, as áreas de vegetação natural não foram suficientes para impedir o impacto gerado pela poluição de NA nos corpos hídricos, fato que pôde ser também observado se tratando de NN, visto que, esse último, apesar de ter sofrido variações significativas na sub-bacia hidrográfica B2, que é intensamente urbanizada, mostrou-se relacionado a veg_nat e agu.

Mello *et al.* (2018b) mostrou que a cobertura florestal abaixo de 35% em bacias hidrográficas degradadas não foi suficiente para reduzir os poluentes em comparação com bacias predominantemente florestadas (55% ou mais).

Além disso, apesar de serem consideradas classes menos impactadas pelas atividades antrópicas, essas tiveram fortes correlações com as áreas urbanizadas, agrícolas e pastoris, as fontes mais expressivas de poluição dos recursos hídricos.

Da mesma forma, o pH também foi um parâmetro relacionado as classes agu e veg_nat. Com a aplicação da MANOVA, identificou-se que o pH está entre os parâmetros com variações significativas em todos os blocos de anos amostrados (Tabela 32 cap. 6).

Considerando-se os modelos mistos (Figura 9 cap. 6), observou-se aumento significativo dos valores de pH, especificamente, no ano de 2017 nas sub-bacias hidrográficas B2, B3 e B4; e no ano de 2014 na sub-bacia hidrográfica B4. Além disso, notaram-se variações positivas nas sub-bacias hidrográficas B3 e B4, quando analisadas juntamente com a precipitação.

Para Brogna *et al.* (2017), o pH está negativamente correlacionado com a cobertura florestal, mas, em menor grau, o que corrobora para possível relação entre pH e as classes agu e veg_nat, encontrada nessa tese.

Apesar de não possuir relações que possam ser significativamente explicadas nos modelos RDA, aplicados para composição da paisagem, a DBO mostrou relação positivamente relevante com as métricas da paisagem LPI, CONTAG e IJI. Esse parâmetro da qualidade hídrica, apresentou diminuições significativas em suas concentrações no ano de 2017, na sub-bacia hidrográfica B2 e expressivo aumento no ano de 2014, na sub-bacia hidrográfica B4. Quanto a essa sub-bacia hidrográfica destaca-se que, em 2011, das 24 amostragens, 29,17% enquadraram-se em águas de Classe 1; 8,33% na Classe 2; e 25,00% em Classe 3; em 2014, 16,67% das amostragens enquadraram-se dentro dos padrões de águas Classe 1; 0% em Classe 2 e 16,67% em Classe 3; indicando a perda da qualidade hídrica.

Essa relação mais explicativa com as métricas da paisagem mostra que a DBO foi um parâmetro da qualidade da água mais afetado pela configuração paisagística de uma bacia hidrográfica do que por sua composição, principalmente, se tratando da métrica LPI, que indica a dominância de tipos de uso da terra na paisagem.

9.3.1 Por que o período de estiagem foi mais explicativo?

Analisando as respostas dos modelos RDA, como um todo, pode-se afirmar que o modelo aplicado para o período de estiagem teve maior poder explicativo das variações nos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água que o aplicado para o período de chuvas, tanto para composição quanto para configuração da paisagem.

Geralmente, o período chuvoso é bastante explicativo nos estudos que abordam as relações entre a qualidade hídrica e uso e cobertura da terra de uma bacia hidrográfica, isso porque, as chuvas acarretam o aumento do escoamento superficial, responsável por levar os poluentes aos corpos hídricos (SHI *et al.*, 2017; LIU; SHEN; CHEN, 2018; GU *et al.*, 2019; CARSTENS; AMER, 2019; NAFI'SHEHAB *et al.*, 2021).

Porém, nessa tese ocorreu justamente o contrário, o que pode ser justificado devido ao período de escolha das amostragens, que experimentou um período severo de estiagem, responsável por um ano em que mesmo o período chuvoso exibiu aspecto seco.

Os Relatórios de Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo de 2014 e 2017 apontaram que o período de estiagem, historicamente considerado de abril a setembro, com precipitações mensais inferiores a 100mm, apresentou-se mais severo em 2014, estendendo-se até outubro, mês que apresentou precipitação 75% inferior à média histórica (CETESB, 2015 pg. 23-24). Nesse ano, o período mais úmido, iniciado tardiamente em novembro e terminado em março, apresentou-se muito mais seco que o historicamente observado, com redução significativa nas precipitações nos meses de janeiro e fevereiro (CETESB, 2015 pg. 23-24).

Em 2017, o período de estiagem, mostrou-se bastante irregular, com meses de julho e setembro muito mais secos que o esperado e abril e maio bem mais chuvosos. O período tradicionalmente mais úmido, que se estende de outubro a março, registrou precipitações próximas das médias históricas, com exceção de fevereiro, quando foi observado volume de chuvas 45% mais baixo, e novembro com índice 30% maior (CETESB, 2018 pg. 29-30).

De acordo com Delpla *et al.* (2009), as mudanças climáticas podem levar à degradação da qualidade das águas superficiais como consequência indireta das atividades humanas de origem urbana, industrial ou agrícola.

Eventos de secas extremas podem, por exemplo, gerar valores mais elevados de pH nas águas, diminuir a solubilidade, aumentar a temperatura e a liberação de sedimentos, com aumento de amônio e metais inorgânicos como selênio, bário, mercúrio, zinco, cádmio, chumbo e níquel (VAN VLIET; ZWOLSMAN, 2008; DELPLA *et al.*, 2009).

9.4 Considerações finais

Com base nos resultados, concluiu-se que a classe de uso e cobertura da terra “áreas urbanizadas” (urb) foi a mais relevante e explicativa para degradação da qualidade hídrica superficial na área de estudo, contribuindo para ocorrência de variações nos parâmetros físicos: condutividade elétrica (CE) e sólidos totais (ST) e nos parâmetros químicos: fósforo total (FT) e nitrogênio amoniacal (NA).

As classes “áreas de vegetação natural” (veg_nat) e “águas continentais” (agu) foram as mais relacionadas com os parâmetros químicos pH e nitrogênio nitrato (NN), o que não é esperado pela maioria dos estudos. Para entender essa relação tornou-se primordial a análise de outros preditores ambientais, ressaltando a importância da análise da configuração da paisagem e das variações sazonais.

Dessa forma, identificou-se que as métricas IJI, CONTAG e LPI, responsáveis pelas medidas de conectividade e contiguidade da paisagem e também do grau de dominância dos diferentes tipos de uso e cobertura da terra, foram fundamentais para compreender as respostas encontradas.

Sabe-se que os distintos níveis de fragmentação e padrões de dominância existentes na paisagem respondem de formas variadas e até mesmo divergentes dependendo do tipo de classe de uso e cobertura da terra que está sendo analisado ou que é responsável por dominar a paisagem. Podendo levar a respostas antagônicas quando se trata de áreas de expressiva influência antrópica ou diminuta perturbação e degradação ambiental.

Assim, percebeu-se que as áreas de vegetação natural não conseguiram cumprir seu papel de filtragem de sedimentos e nutrientes para os corpos hídricos, não por conta de sua quantidade, mas, sim de sua configuração nas sub-bacias hidrográficas. Mesmo em sub-bacias com dominância de veg_nat notou-se que muitos corpos hídricos possuíam as matas ciliares suprimidas ou inexistentes, deixando os recursos hídricos sujeitos a altas cargas de poluentes.

Embora grandes remanescentes florestais estivessem conservados, estes localizavam-se em pontos específicos da área de estudo, não sendo capazes de manter a qualidade da água ao longo de toda a sub-bacia hidrográfica.

Além disso, destaca-se que a variação sazonal e climática foi bastante relevante no comportamento dos modelos estatísticos aplicados, permitindo a percepção de que a estiagem extrema do período analisado foi consideravelmente explicativa para o aumento das concentrações de NN e dos valores de pH, relacionados as classes veg_nat e agu.

O entendimento dos resultados evidenciados nessa tese seria comprometido caso um dentre os três conjuntos de variáveis utilizados tivesse sido descartado. Portanto, salienta-se que o estudo da qualidade hídrica possui alta complexidade e depende de uma série de variáveis para que possa ser completamente entendido. No entanto, pesquisas objetivas, com um conjunto relativamente restrito de variáveis, disponíveis e fáceis de serem adquiridas gratuitamente e por meio dos órgãos públicos, como a que aqui se realizou, são capazes de oferecer respostas importantes e fundamentais possibilitando aos planejadores subsidiar a gestão sustentável das águas, garantindo sua disponibilidade para o abastecimento e utilização humana frente a eventos adversos.

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constatou-se que a RDA é uma análise relativamente simples que resume uma série de correlações entre as variáveis e permite adquirir respostas pertinentes de sua variação. Mas, é necessário ter um conjunto de cuidados em sua aplicação, principalmente quanto ao tamanho amostral. Nesse caso, destaca-se que esse trabalho teve como diferencial a análise de um período de tempo e de mais de uma sub-bacia hidrográfica para análise das relações existentes entre os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água e a estrutura da paisagem, garantindo a robustez estatística aos modelos aplicados e permitindo compreender de forma mais profunda as respostas encontradas.

A maioria dos estudos como esse, costuma analisar um único ano ou apenas uma única sub-bacia hidrográfica, ou ainda, essas separadamente. Porém, analisar apenas um dos anos além de reduzir gravemente o tamanho amostral, obrigando a coleta de uma quantidade de amostragens muito maior do que a que é, na maioria das vezes, a disponível, poderia enviesar os resultados, devido ao período climático extremo ocorrido no ano de 2014 que teve reflexo nos anos seguintes e que, obviamente, não foi normalizado no ano de 2017.

Ressalta-se também que a análise que investiga a relação entre a qualidade da água e a estrutura da paisagem é bastante complexa devido a alta gama de variáveis que estão envolvidas, criando modelos que nem sempre são significativamente explicativos. Mas, o propósito desse estudo não foi aumentar ainda mais essa complexidade, propondo modelos estatísticos mais confusos e complicados, e sim simplificar as respostas para que os tomadores de decisão e gestores possam aplicar e usar seus resultados na gestão da paisagem e manutenção da qualidade hídrica. A ideia era ter uma resposta explicativa rápida e simples para que pudesse ser usada por tomadores de decisão em quaisquer territórios e situações, objetivo que pode ser alcançado por meio do abrangente conjunto de análises realizadas e do detalhamento e tratamento adequado dos dados disponíveis.

Ademais, ao responder as perguntas dessa pesquisa e chegar, com sucesso, ao seu objetivo, a tese demonstrou que a vegetação nativa encontrada na paisagem da área de estudo não foi capaz de manter a qualidade hídrica dos rios, mesmo que aproximadamente 32,05% do território estivesse ocupado por áreas desse tipo.

Essa constatação mostrou deficiência na gestão das bacias hidrográficas e que uma série de ações precisam ser implementadas para que os tomadores de decisão façam ser cumprida a legislação ambiental, mantendo a preservação dos grandes remanescentes florestais que, junto com a conservação das áreas de preservação permanente, permitirão o gerenciamento adequado dos corpos hídricos para abastecimento público e desenvolvimento econômico regional.

Destacando-se a necessidade da análise e gestão integrada e contínua dos recursos hídricos, para que o planejamento e as respostas às situações críticas e adversas possam ser adequadas e eficientes, buscando evitar críticas ocorrências de escassez e/ou degradação da qualidade hídrica e o comprometimento do abastecimento público.

Esse trabalho salienta que no Brasil ainda existe um déficit na disponibilidade de dados de monitoramento ambiental e que apesar da metodologia proposta ter alta potencialidade de replicação, ela pode ser prejudicada pela falta de ações que garantam a base de dados necessária para sua execução em outros territórios. Ressalta-se que a unidade de gerenciamento de recursos hídricos dos rios Picacicaba, Capivari e Jundiaí (UGRHI-5), em que se especializou essa pesquisa científica, é a UGRHI com uma das maiores bases de dados de amostragem da qualidade hídrica, devido sua importância para o abastecimento público e para demais atividades humanas, visto sua característica densidade territorial. Entretanto, outras regiões brasileiras não possuem esse mesmo arcabouço de informações, o estado de São Paulo, em especial, é bastante privilegiado, porém mesmo outras unidades de gerenciamento que o compõem não têm uma base de dados suficiente como a encontrada na UGRHI-5.

Outra deficiência bastante presente no país é a falta de integração das bases de dados governamentais, mesmo quando existem informações disponíveis, vivencia-se a falta de um investimento acentuado na análise integrada e na elaboração de resultados que sejam concretos e objetivos para promover a eficiência e agilidade no diagnóstico de perturbações, adversidades, conflitos e crises e a subsequente tomada de decisão adequada que permita mitigar impactos nocivos as demandas antrópicas e ao meio ambiente.

Esse trabalho mostra uma ampla gama de possibilidade para realização de novas pesquisas que podem adicionar metodologias complementares para avaliação de questões específicas da paisagem, mudanças climáticas ou dos recursos hídricos e aprofundar os resultados adquiridos por essa tese. Como exemplo de novos estudos que podem ser realizados, explorando as lacunas existentes na literatura, destaca-se a análise, em maior nível de detalhamento, de um tipo específico de uso e cobertura da terra, podendo trazer respostas inéditas sobre pontos particulares existentes em um território, além da possibilidade de aplicação da mesma metodologia em outras escalas espaciais e temporais de análise.

Do ponto de vista de gestão da paisagem de sub-bacias hidrográficas, essa pesquisa científica torna-se um instrumento de fundamental importância para o planejamento territorial, pois, permite a replicabilidade em quaisquer outros territórios, concedendo respostas essenciais para que ações de gestão possam manter-se contínuas, inovar e minimizar a degradação ambiental e em especial dos recursos hídricos para abastecimento público.

REFERÊNCIAS

AFITIRI, A. R.; ARMAH, F. A.; AFRIFA, E. K. A.; EKUMAH, B. The joint effect of natural and human-induced environmental factors on surface water quality in the Birim North District of Ghana, **Water Practice & Technology**, v. 15(3), P. 605-618, set. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wpt.2020.046>

AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ. **Primeira Revisão do Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2010 a 2020: Relatório Final - Revisão 5, Tomo I - Diagnóstico**. São Paulo, 2018a. Disponível em: <https://www.comitespcj.org.br/index.php?option=com_content&view=article&id=846:primeira-revisao-pb-relatorios-finais&catid=122&Itemid=345>. Acesso em: jun. 2020.

AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ; COMITÊS PCJ. **Primeira Revisão do Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2010 a 2020: Relatório Final - Revisão 5, Tomo II - Diagnóstico**. São Paulo, 2018b. Disponível em: <https://www.comitespcj.org.br/index.php?option=com_content&view=article&id=846:primeira-revisao-pb-relatorios-finais&catid=122&Itemid=345>. Acesso em: jun. 2020.

ALADEJANA, O. O.; SALAMI, A. T.; ADETORO O. O. Hydrological responses to land degradation in the Northwest Benin Owena River Basin, Nigeria, **Journal of Environmental Management**, v. 225, p. 300-312, nov. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.095>

ALBUQUERQUE, L. G.; ROQUE, F. O.; VALENTE-NETO, F.; KOROIVA, R.; BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; HEPP, L. U.; KUHLMANN, M. L.; SUNDAR, S.; COVICH, A. P.; PINTO, J. O. P. Large-scale prediction of tropical stream water quality using Rough Sets Theory, **Ecological Informatics**, v. 61, 101226, jan. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101226>

ALNAHIT, A. O.; MISHRA, A. K.; KHAN, A. A. Quantifying climate, streamflow, and watershed control on water quality across Southeastern US watersheds, **Science of the Total Environment**, v. 739, 139945, jun. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139945>

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil, **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Disponível em: 10.1127/0941-2948/2013/0507

ÁLVAREZ-CABRIA, M.; BARQUÍN, J.; PEÑAS, J. Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors, **Science of the Total Environment**, v. 545-546, p. 152-162, dez. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.109>

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Portal da Qualidade das águas: Indicadores de qualidade - índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 19 nov. 2020

ANAZAWA, T. M. A escassez hídrica na Região Metropolitana de Campinas entre 2013-2015: a perspectiva de um desastre socialmente construído, **Cadernos MetrÓpole**, v. 20(42), p. 347-369, maio/ago. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2236-9996.2018-4203>

BARAKAT, A.; BAGHDADI, M. E.; RAIS, J. AGHEZZAF, B.; SLASSI, M. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques, **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, issue 4, p. 284-292, dez. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.11.002>

BIAN, Z.; LIU, L.; DING, S. Correlation between Spatial-Temporal Variation in Landscape Patterns and Surface Water Quality: A Case Study in the Yi River Watershed, China, **Applied Sciences**, v. 9(6), 1053, mar. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app9061053>

BOONGALING, C. G. K.; FAUSTINO-ESLAVA, D.; LANSIGAN, F. P. Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines, **Land Use Policy**, v. 72, p. 116-128, mar. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.042>

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e 430/2011. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, n. 053, p. 58-63, 18 março 2005.

BRITO, R. P.; MIGUEL, P. L. S.; PEREIRA, S. C. F. Impacts of Natural disasters in brazilian supply chain: the case of São Paulo drought. In: Academy of Management Annual Meeting, v. 2016, n. 1, 2016, New York, USA. **Proceedings** [...]. New York: Academy of Management, 2016. Disponível em: https://bibliotecadigital.fgv.br/dspace/bitstream/handle/10438/17778/Impacts_of_Natural_Disasters_in_Brazilian_Supply_Chain_The_Case_of_S%C3%A3o_Paulo_Drought.pdf. Acesso em: 12 nov. 2020.

BROGNA, D.; MICHEZ, A.; JACOBS, S.; DUFRÊNE, M.; VINCKE, C.; DENDONCKER, N. Linking Forest Cover to Water Quality: A Multivariate Analysis of Large Monitoring Datasets, **Water**, v. 9 (3), p. 176, mar. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9030176>

BU, H.; MENG, W.; ZHANG, Y.; WAN, J. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China, **Ecological Indicators**, v. 41, p. 187-197, jun. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.003>

BÜSCHENFELD, T., OSTERMANN, J. Edge preserving land cover classification refinement using Mean Shift segmentation. In: GEOBIA, 4, 2012, Rio de Janeiro. **Proceedings** [...]. Rio de Janeiro: INPE, 2012. Disponível em: <<http://mtc-m16c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m18/2012/05.18.13.53/doc/070.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2020.

CARSTENS, D.; AMER, R. Spatio-temporal analysis of urban changes and surface water quality, **Journal of Hydrology**, v. 569, p. 720-734, dez. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.033>

CEE - COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE. **GUIDELINES FOR SYSTEMATIC REVIEWS IN ENVIRONMENTAL MANAGEMENT**. Version 4.2. Environmental Evidence, 2013. Disponível em: www.environmentalevidence.org/Documents/Guidelines/Guidelines4.2.pdf

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Decisão de diretoria nº 363/2011/E, de 07 de dezembro de 2011. Dispõe sobre a adoção do parâmetro E. coli, para avaliação da qualidade dos corpos de águas do território do Estado de São Paulo. **Diário Oficial**

Estado de São Paulo: São Paulo, SP, Caderno Executivo I, seção I, n. 121 (233), p. 45-46, 13 dez. 2011.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2017, (Série Relatórios)**. São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 08 nov. 2018.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2014: Parte I - Águas Doces (Série Relatórios)**. São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 08 nov. 2018.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2011, (Série Relatórios)**. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 08 nov. 2018.

CHEN, D.; ELHAJ, A.; XU, H.; XU, X.; QIAO, Z. A Study on the Relationship between Land Use Change and Water Quality of the Mitidja Watershed in Algeria Based on GIS and RS, **Sustainability**, v. 12(9), 3510, abr. 2020a. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12093510>

CHEN, Q.; MEI, K.; DAHLGREN, R. A.; WANG, T.; GONG, J.; ZHANG, M. Impacts of land use and population density on seasonal surface water quality using a modified geographically weighted regression, **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 450-466, ago. 2016b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.052>

CHEN, X.; CHEN, L.; SUN, R.; KONG, P. Land use changes and socio-economic development strongly deteriorate river ecosystem health in one of the largest basins in China, **Science of the Total Environment**, v. 616-617, p. 376-385, nov. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.316>

CHEN, X.; WANG, Y.; CAI, Z.; WU, C.; YE, C. Effects of Land-Use and Land-Cover Change on Nitrogen Transport in Northern Taihu Basin, China during 1990–2017, **Sustainability**, v. 12(9), 3895, maio 2020b. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12093895>

CHEN, X.; ZHOU, W.; PICKETT, S. T. A.; LI, W.; HAN, L. Spatial-Temporal Variations of Water Quality and Its Relationship to Land Use and Land Cover in Beijing, China, **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13(5), 449, abr. 2016a. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph13050449>

CHEN, Z.; AN, C.; TAN, Q. TIAN, X.; LI, G.; ZHOU, Y. Spatiotemporal analysis of land use pattern and stream water quality in southern Alberta, Canada, **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 242, 103852, out. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2021.103852>

CHENG, P.; MENG, F.; WANG, Y.; ZHANG, L.; YANG, Q. JIANG, M. The Impacts of Land Use Patterns on Water Quality in a Trans-Boundary River Basin in Northeast China Based on Eco-Functional Regionalization, **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15(9), 1872, ago. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph15091872>

CHIANG, L. C.; WANG, Y. C.; CHEN, Y. K.; LIAO, C. J. Quantification of land use/land cover impacts on stream water quality across Taiwan, **Journal of Cleaner Production**, v. 318, 128443, out. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128443>

CHRISPIM, M. C.; SCHOLZ, M.; NOLASCO, M. A. A framework for resource recovery from wastewater treatment plants in megacities of developing countries, **Environmental Research**, v. 188, 109745, set. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109745>

CLÉMENT, F.; RUIZ, J.; RODRÍGUEZ, M. A.; BLAIS, D.; CAMPEAU, S. Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments, **Ecological Indicators**, v. 72, p. 627-639, jan. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.001>

COBRAPE. **Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2010-2020 (com proposta de atualização do enquadramento dos corpos d'água e de programa de efetivação do enquadramento dos corpos d'água até o ano de 2035): Relatório Final**. São Paulo, 2010. Disponível em: <https://www.comitespcj.org.br/index.php?option=com_content&view=article&id=341:plano-de-bacias-pcj-2010-2020&catid=148:plano-das-bacias&Itemid=332>. Acesso em: out. 2020.

COELHO, C. A. S.; CARDOSO, D. H. F.; FIRPO, M. A. F. Precipitation diagnostics of an exceptionally dry event in São Paulo, Brazil, **Theoretical and Applied Climatology**, v. 125, p. 769-784, ago. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1540-9>

COELHO, C. A. S.; OLIVEIRA, C. P.; AMBRIZZI, T.; REBOITA, M. S.; CARPENEDO, C. B.; CAMPOS, J. L. P. S.; TOMAZIELLO, A. C. N.; PAMPUCH, A.; CUSTÓDIO, M. S.; DUTRA, L. M. M.; DA ROCHA, R. P.; REHBEIN, A. The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections, **Climate Dynamics**, v. 46, p. 3737-3752, jun. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2800-1>

COMITÊS PCJ - COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Relatório de situação dos recursos hídricos: versão simplificada. Piracicaba: Fundação Agência das Bacias PCJ, 2019**. Disponível em: <http://www.comitespcj.org.br/index.php?option=com_content&view=article&id=929:relatorio-de-situacao-2019&catid=157:relatorios-de-situacao&Itemid=340>. Acesso em: out. 2020.

CONGALTON, R. G. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data, **Remote Sensing of Environment**, v. 37, issue 1, p. 35-46, jul. 1991. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)

CULHANE, F.; TEIXEIRA, H.; NOGUEIRA, A. J. A.; BORGWAR, F. TRAUNER, D.; LILLEBØ, A.; PIET, G. J.; KUEMMERLEN, M.; MCDONALD, H.; O'HIGGINS, T.; BARBOSA, A. L.; VAN DER WAL, J. T.; IGLESIAS-CAMPOS, A.; AREVALO-TORRES, J.; BARBIÈRE, J.; ROBINSON, L. A. Risk to the supply of ecosystem services across aquatic ecosystems, **Science of The Total Environment**, v. 660, p. 611-621, abr. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.346>

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil), **Ecological Engineering**, v. 94, p. 516-524, set. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.063>

DELPLA, I.; JUNG, A. V.; BAURES, E.; CLEMENT, M.; THOMAS, O. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production, **Environment International**, v. 35(8), p. 1225-1233, nov. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.001>

DING, J.; JIANG, Y.; LIU, Q.; HOU, Z.; LIAO, J.; FU, L.; PENG, Q. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis, **Science of The Total Environment**, v. 551-552, p. 205-216, fev. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.162>

DNIT - DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA E TRANSPORTES. **Instruções de Serviços Ferroviários**. 2015. Disponível em: <<https://www.gov.br/dnit/pt-br/ferrovias/instrucoes-e-procedimentos/instrucoes-de-servicos-ferroviarios>>. Acesso em: 28 abr. 2020.

DNIT - DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA E TRANSPORTES. **Normas para o Projeto das Estradas de Rodagem**. 1973. Disponível em: <<https://www.gov.br/dnit/pt-br/rodovias/operacoes-rodoviaras/faixa-de-dominio/regulamentacao-atual/normas-para-o-projeto-das-estradas-de-rodagem>>. Acesso em: 28 abr. 2020.

EFFENDI, H.; SABILA, M. F.; SETIAWAN, Y. Correlation Between Water Quality and Land Use Change in Ciliwung Watershed, **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 17(1), p. 139-144, 2018. Disponível em: [http://www.neptjournal.com/upload-images/NL-63-22-\(20\)-D-683.pdf](http://www.neptjournal.com/upload-images/NL-63-22-(20)-D-683.pdf)

ERVINIA, A.; HUANG, J.; HUANG, Y.; LIN, J. Coupled effects of climate variability and land use pattern on surface water quality: An elasticity perspective and watershed health indicators, **Science of The Total Environment**, v. 693, 133592, nov. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133592>

FABBRI, S. C. P. F.; SILVA, C.; HERNANDES, E. M.; OCTAVIANO, F. R.; DI THOMMAZO, A.; BELGAMO, A. Improvements in the StArt tool to better support the systematic review process. In: 20th INTERNACIONAL CONFERENCE ON EVALUATION AND ASSESSMENT IN SOFTWARE ENGINEERING – EASE, Limeric, IR, 2016. **Proceedings** [...]. New York: ACM 2016. Paper 21. Disponível em: <https://doi.org/10.1145/2915970.2916013>

FERNANDES, A. C. P.; MARTINS, L. M. O.; FERNANDES, L. F. S.; PACHECO, F. A. L. Effect of landscape metrics on water quality over three decades: A Case study of the Ave River Basin, Portugal, **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 242, p. 39-49, 2020. Disponível em: 10.2495/WP200041

FERREIRA, P.; VAN SOESBERGEN, A.; MULLIGAN, M.; FREITAS, M.; VALE, M. M. Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services? The case of a Brazilian megalopolis, **Science of The Total Environment**, v. 685, p. 248-258, out. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.065>

FIERRO, P.; VALDOVINOS, C.; ARISMENDI, I.; DÍAZ, G.; JARA-FLORES, A.; HABIT, E.; VARGAS-CHACOFF, L. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile, **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 26-37, maio 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.277>

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. 3 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

GEBREMICAEL, T. G.; MOHAMED, Y. A.; VAN DER ZAAG, P.; HAGOS, E. Y. Quantifying longitudinal land use change from land degradation to rehabilitation in the headwaters of Tekeze-Atbara Basin, Ethiopia, **Science of The Total Environment**, v. 622-623, p. 1581-1589, maio 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.034>

GIRI, S.; QIU, Z. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review, **Journal of Environmental Management**, v. 173, p. 41-48, maio 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>

GOTELLI, N. J. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.

GU, Q.; HU, H.; MA, L.; SHENG, L.; YANG, S.; ZHANG, X.; ZHANG, M.; ZHENG, K.; CHEN, L. Characterizing the spatial variations of the relationship between land use and surface water quality using self-organizing map approach, **Ecological Indicators**, v. 102, p. 633-643, mar. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.017>

GYMAH, R. A. A.; KARIKARI, A. Y.; GYAMFI, C.; ASANTEWAA-TANNOR, P.; ANORNU, G. K. Spatial evaluation of land use variability on water quality of the Densu Basin, Ghana, **Water Supply**, v. 20(8), p. 3000-3013, ago. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/ws.2020.187>

HE, X.; CHEN, C.; HE, M.; CHEN, Q.; ZHANG, J.; LI, G.; WANG, Z.; MAO, Y.; DONG, J. Landscape index for indicating water quality and application to master plan of regional lake cluster restoration, **Ecological Indicators**, v. 126, 107668, abr. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107668>

HISHE, H.; GIDAY, K.; ORSHOVEN, J. V.; MUYS, B.; TAHERI, F.; AZADI, H.; FENG, L.; ZAMANI, O.; MIRZAEI, M.; WITLOX, F. Analysis of Land Use Land Cover Dynamics and Driving Factors in Desa'a Forest in Northern Ethiopia, **Land Use Policy**, v. 101, 105039, ago. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105039>

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 26 jul. 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2013.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Resolução nº 1 de 2005**. Altera a caracterização do Sistema Geodésico. Disponível em: <http://geoftp.ibge.gov.br/metodos_e_outros_documentos_de_referencia/normas/rpr_01_25fev2005.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2020.

IF - INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo 2008/2009**. São Paulo, 2010.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Série histórica de dados pluviométricos da rede brasileira de estações meteorológicas**. Brasil: 2011, 2014 e 2017.

KARIMIPOUR, F.; MADADI, A.; BASHOUGH, M. H. Extracting the spatio-temporal linkages between land use/land cover and water quality parameters using spatio-temporal weighted regression, **Water Quality Research Journal**, v. 53(4), p. 205-218, nov. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wqrj.2018.004>

KINCAID, D. W.; SEYBOLD, E. C.; ADAIR, E. C.; BOWDEN, W. B.; PERDRIAL, J. N.; VAUGHAN, M. C. H.; SCHROTH, A. W. Land Use and Season Influence Event-Scale Nitrate and Soluble Reactive Phosphorus Exports and Export Stoichiometry from Headwater Catchments, **Water Resources Research**, v. 56(10), out. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2020WR027361>

KITCHENHAM, B. **Procedures for Performing Systematic Reviews**. Keele University: Keele, UK, 2004.

KROEZE, C. GABBERT, S. HOFSTRA, N. KOELMARS, A. A., LI, A., LÖHR, A. LUDWING, F.; STOKAL, M.; VERBURG, C. VERMEULEN, L.; VAN VLIET, M. T. H.; DE VRIES, W.; WANG, M.; VAN WIJNEN. Global modelling of surface water quality: a multi-pollutant approach, **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 23, p. 35-45, dez. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.11.014>

KUMAR, M.; DENIS, D. M.; SINGH, S. K.; SZABÓ, S.; SURYAVANSHI, S. Landscape metrics for assessment of land cover change and fragmentation of a heterogeneous watershed, **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 10, p. 224-233, abr. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.04.002>

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de textos, 2009. 423 p.

LEÃO, R. S.; STEFANO, L. Making concrete flexible: Adapting the operating rules of the Cantareira water system (São Paulo, Brazil), **Water Security**, v. 7, 100032, ago. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2019.100032>

LEE, J. W.; LEE, S. W.; AN, K. J.; HWANG, S. J.; KIM, N. Y. An Estimated Structural Equation Model to Assess the Effects of Land Use on Water Quality and Benthic Macroinvertebrates in Streams of the Nam-Han River System, South Korea, **Internacional Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17(6), 2116, mar. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph17062116>

LEE, S.; HWANG, S.; LEE, S.; HWANG, H.; SUNG, H. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics, **Landscape and Urban Planning**, v. 92, n. 2, p. 80-89, set. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.02.008>

LEI, C.; WAGNER, P. D.; FOHRER, N. Effects of land cover, topography, and soil on stream water quality at multiple spatial and seasonal scales in a German lowland catchment, **Ecological Indicators**, v. 120, 106940, set. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106940>

LEITÃO, I. A.; FERREIRA, C. S. S.; FERREIRA, A. J. D. Assessing long-term changes in potential ecosystem services of a peri-urbanizing Mediterranean catchment, **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 993-1003, jan. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.088>

LI, G. Y.; LI, L. Z.; KONG, M. Multiple-Scale Analysis of Water Quality Variations and Their Correlation with Land use in Highly Urbanized Taihu Basin, China, **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 106, p. 2018-224, ago. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02959-x>

LI, K.; CHI, G.; WANG, L.; XIE, Y.; WANG, X.; FAN, Z. Identifying the critical riparian buffer zone with the strongest linkage between landscape characteristics and surface water quality, **Ecological Indicators**, v. 93, p. 741-752, maio 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.030>

LI, Y.; LI, Y.; QURESHI, S.; KAPPAS, M.; HUBACEK, K. On the relationship between landscape ecological patterns and water quality across gradient zones of rapid urbanization in coastal China, **Ecological Modelling**, v. 318, p. 100-108, dez. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.028>

LIU, H.; MENG, C.; WANG, Y.; LI, Y.; LI, Y.; WU, J. From landscape perspective to determine joint effect of land use, soil, and topography on seasonal stream water quality in subtropical agricultural catchments, **Science of the Total Environment**, v. 783, 147047, abr. 2021a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147047>

LIU, J.; LI, J.; QIN, K.; ZHOU, Z.; YANG, X.; LI, T. Changes in land-uses and ecosystem services under multi-scenarios simulation, **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 522-526, fev. 2017a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.005>

LIU, J.; SHEN, Z.; CHEN, L. Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China, **Landscape and Urban Planning**, v. 176, p. 51-63, maio 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.04.006>

LIU, J.; XU, J.; ZHANG, X.; LIANG, Z.; RAO, K. Nonlinearity and threshold effects of landscape pattern on water quality in a rapidly urbanized headwater watershed in China, **Ecological Indicators**, v. 124, 107389, jan. 2021b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107389>

LIU, J.; ZHANG, X.; WU, B.; PAN, G.; XU, J.; WU, S. Spatial scale and seasonal dependence of land use impacts on riverine water quality in the Huai River basin, China, **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 20995-21010, jul. 2017b. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9733-7>

LOISELLE, S. A.; CUNHA, D. G. F.; SHUPE, S.; VALIENTE, E.; ROCHA, L.; HEASLEY, E.; BELMONT, P. P.; BARUCH, A. Micro and Macroscale Drivers of Nutrient Concentrations in Urban Streams in South, Central and North America, **PLoS ONE**, v. 11(9), set. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162684>

MAHMOUD, S. H.; ALAZBA, A. A. Land cover change dynamics mapping and predictions using EO data and a GIS-cellular automata model: the case of Al-Baha region, Kingdom of Saudi Arabia, **Arabian Journal of Geosciences**, v. 9, 419, maio 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2439-1>

MAINALI, J.; CHANG, H. Putting space into modeling landscape and water quality relationships in the Han River basin, South Korea, **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 81, 101461, jan. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2020.101461>

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; DOS SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone, **CATENA**, v. 167, p. 130-138, ago. 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; VETTORAZZI, C. A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil, **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293-1301, jun. 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>

MIRZAEI, M.; JAFARI, A.; GHOLAMALIFARD, M.; AZADI, H.; SHOOSHTARI, S. J.; MOGHADDAM, S. M.; GEBREHIWOT, K.; WITLOX, F. Mitigating environmental risks: Modeling the interaction of water quality parameters and land use cover, **Land Use Policy**, v. 95, 103766, jun. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.014>

MOLEKOA, M. D.; AVTAR, R.; KUMAR, P.; MINH, H. V. T.; DASGUPTA, R.; JOHNSON, B. A.; SAHU, N.; VERMA, R. L.; YUNUS, A. P. Spatio-Temporal Analysis of Surface Water Quality in Mokopane Area, Limpopo, South Africa, **Water**, v. 13, p. 2020, jan. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13020220>

MUKAKA, M. M. Statistics Corner: A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research, **Malawi Medical Journal**, v. 24, n. 3, p. 69-71, set. 2012. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3576830/>

NAFI'SHEHAB, Z.; JAMIL, N. R.; ARIS, A. Z.; SHAFIE, N. S. Spatial variation impact of landscape patterns and land use on water quality across an urbanized watershed in Bentong, Malaysia, **Ecological Indicators**, v. 122, 107254, dez. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107254>

NAMUGIZE, J. N.; JEWITT, G.; GRAHAM, M. Effects of land use and land cover changes on water quality in the uMngeni river catchment, South Africa, **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 105, p. 247-264, mar. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.03.013>

OCTAVIANO, F. R.; FELIZARDO, K. R.; MALDONADO, J. C.; FABBRI, S. C. P. F. Semi-automatic selection of primary studies in systematic literature reviews: is it reasonable? **Empirical Software Engineering**, v. 20, p. 1898-1917, dez. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10664-014-9342-8>

OU, Y.; WANG, X. GIS and ordination techniques for studying influence of watershed characteristics on river water quality, **Water Science & Technology**, v. 64(4), p. 861-870, abr. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.646>

PACHECO, F. S.; MIRANDA, M.; PEZZI, L. P.; ASSIREU, A.; MARINHO, M. M.; MALAFAIA, M.; REIS, A.; SALES, M.; CORREIA, G.; DOMINGOS, P.; IWAMA, A.; RUDORFF, C.; OLIVA, P.; OMETTO, J. P. Water quality longitudinal profile of the Paraíba do Sul River, Brazil during an extreme drought event, **Limnology and Oceanography**, v. 62, p. S131-S146, nov. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/lno.10586>

PENG, S.; LI, S. Scale relationship between landscape pattern and water quality in different pollution source areas: A case study of the Fuxian Lake watershed, China, **Ecological Indicators**, v. 121, 107136, fev. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107136>

PETLUŠOVÁ, V.; PETLUŠ, P.; ZEMKO, M.; RYBANSKÝ, L. Effect of landscape use on water quality of the Žitava River, **Ekológia (Bratislava)**, v. 38(1), p. 11-24, mar. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.2478/eko-2019-0002>

PRATAMA, M. A.; IMMANUEL, Y. D.; MARTHANTY, D. R. A Multivariate and Spatiotemporal Analysis of Water Quality in Code River, Indonesia, **The Scientific World Journal**, v. 2020, article ID 8897029, 11 pg., nov. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2020/8897029>

RAMIÃO, J. P.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Riparian land use and stream habitat regulate water quality, **Limnologica**, v. 82, 125762, maio 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125762>

RÄSÄNEN, A.; NYGREN, A. MONGE, A.; KÄKÖNEN, M.; KANNINEN, M.; JUHOLA, S. From divide to nexus: Interconnected land use and water governance changes shaping risks related to water, **Applied Geography**, v. 90, p. 106-114, nov. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.11.005>

RODRIGUES, V.; ESTRANY, J.; RANZINI, M.; CICCIO V.; MARTÍN-BENITO, J. M. T.; HEDO, J.; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil), **Science of The Total Environment**, v. 622-623, p. 1553-1562, maio 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.028>

ROSNER, B. **Fundamentals of Biostatistics**. 6 ed. Boston: Duxbury Press.

SALA DE SITUAÇÃO PCJ. **Boletins Mensais**. Disponível em: <<http://www.sspcj.org.br/index.php/boletimmensal>>. Acesso em: abr. 2020.

SERPA, D. NUNES, J. P.; KEIZER, J. J.; ABRANTES, N. Impacts of climate and land use changes on the water quality of a small Mediterranean catchment with intensive viticulture, **Environmental Pollution**, v. 224, p. 454-465, fev. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.026>

SHARMA, S.; ROY, A.; AGRAWAL, M. Spatial variations in water quality of river Ganga with respect to land uses in Varanasi, **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 21872-21882, ago. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7411-9>

SHEN, Z.; HOU, X.; LI, W.; AINI, G.; CHEN, L.; GONG, Y. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China, **Ecological Indicators**, v. 48, p. 417-427, ago. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.019>

SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI P.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales, **CATENA**, v. 151, p. 182-190, abr. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>

SHUKLA, S.; GEDAM, S.; KHIRE, M. V. Implications of demographic changes and land transformations on surface water quality of rural and urban subbasins of Upper Bhima River basin, Maharashtra, India, **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, p. 129-171, jun. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0187-y>

SILVA, B. R.; BREVE, F. A. Segmentação de imagens utilizando competição e cooperação entre partículas, **Revista Interciência & Sociedade**, v. 4, n. 1, p. 75-85, 2015.

SINGKARAN, N.; ANANTAWONG, P.; INTHARAWICHIAN, N.; KUNTA, K. The Chao Phraya River Basin: water quality and anthropogenic influences, **Water Supply**, v. 19(5), p. 1287-1294, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/ws.2018.167>

SONG, Y.; SONG, X.; SHAO, G. Response of Water Quality to Landscape Patterns in an Urbanized Watershed in Hangzhou, China, **Sustainability**, v. 12(14), 5500, jul. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12145500>

SRINIVAS, R.; SINGH, A. P.; DHADSE, K.; GARG, C. An evidence based integrated watershed modelling system to assess the impact of non-point source pollution in the riverine ecosystem, **Journal of Cleaner Production**, v. 246, 118963, fev. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118963>

SUN, N.; YEARSLEY, J.; BAPTISTE, M.; CAO, Q.; LETTENMAIER, D. P.; NIJSSEN, B. A spatially distributed model for assessment of the effects of changing land use and climate on urban stream quality, **Hydrological Processes**, v. 30(25), p. 4779-4798, dez. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.10964>

SYAFRI, S.; SURYA, B.; RIDWAN, R.; BAHRI, S. RASYIDI, E. S.; SUDARMAN, S. Water Quality Pollution Control and Watershed Management Based on Community Participation in Maros City, South Sulawesi, Indonesia, **Sustainability**, v. 12, 10260, dez. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su122410260>

TANAKA, M. O.; DE SOUZA, A. L. T.; MOSCHINI, L. E.; DE OLIVEIRA, A. K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil, **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 333-339, nov. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>

UUEMA, E.; ROOSAARE, J.; MANDER, U. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments, **Ecological Indicators**, v. 5, n. 4, p. 350-369, nov. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.009>

VAN VLIET, M. T. H.; ZWOLSMAN, J. J. G. Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river, **Journal of Hydrology**, v. 353(1-2), p. 1-17, maio 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.001>

VAROL, M. Use of water quality index and multivariate statistical methods for the evaluation of water quality of a stream affected by multiple stressors: A case study, **Environmental Pollution**, v. 266, 115417, ago. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115417>

WANG, J.; ZHANG, F.; KUNG, H.; REN, Y.; ZHANG, Y.; YU, H. Linkage Analysis of Land Use/Cover Patterns and Hydro-Chemical Characteristics in Different Seasons in Ebinur Lake Watershed, China, **Water**, v. 9, 888, nov. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9110888>

WANG, L.; WANG, S.; ZHOU, Y.; ZHU, J.; ZHANG, J.; HOU, Y.; LIU, W. Landscape pattern variation, protection measures, and land use/land cover changes in drinking water source protection areas: A case study in Danjiangkou Reservoir, China, **Global Ecology and**

Conservation, v. 21, e00827, out. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00827>

WANG, R.; KIM, J.; LI, M. Predicting stream water quality under different urban development pattern scenarios with an interpretable machine learning approach, **Science of the Total Environment**, v. 761, 144057, dez. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144057>

WANG, Y.; HE, B.; DUAN, W.; LI, W. LUO, P.; RAZAFINDRABE, B. H. N. Source Apportionment of Annual Water Pollution Loads in River Basins by Remote-Sensed Land Cover Classification, **Water**, v. 8(9), 361, ago. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w8090361>

WEN, T. SHENG, S.; AN, S. Relationships between stream ecosystem properties and landscape composition at multiple spatial scales along a heavily polluted stream in China: Implications for restoration, **Ecological Engineering**, v. 97, p. 493-502, out. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.028>

WIJESIRI, B.; DEILAMI, K.; GOONETILLEKE, A. Evaluating the relationship between temporal changes in land use and resulting water quality, **Environmental Pollution**, v. 234, p. 480-486, dez. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.096>

WU, J. LU, J. Spatial scale effects of landscape metrics on stream water quality and their seasonal changes, **Water Research**, v. 191, 116811, jan. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116811>

XIE, Y.; YU, X.; NG, N. C.; LI, K.; FANG, L. Exploring the dynamic correlation of landscape composition and habitat fragmentation with surface water quality in the Shenzhen river and deep bay cross-border watershed, China, **Ecological Indicators**, v. 90, p. 231-246, nov. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.051>

XU, G.; LI, P.; LU, K.; TANTAI, Z.; ZHANG, J.; REN, Z.; WANG, X.; YU, K.; SHI, P.; CHENG, Y. Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin, **CATENA**, v. 173, p. 131-140, out. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.10.014>

XU, Q.; WANG, P.; SHU, Q.; DING M. ZHANG, H. Influence of landscape structures on river water quality at multiple spatial scales: A case study of the Yuan river watershed, China, **Ecological Indicators**, v. 121, 107226, fev. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107226>

XU, S.; LI, S.; ZHONG, J.; LI, C. Spatial scale effects of the variable relationships between landscape pattern and water quality: Example from an agricultural karst river basin, Southwestern China, **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 300, 106999, maio 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106999>

YAP, B.W.; SIM, C. H. Comparisons of various types of normality tests, **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 81, n. 12, p. 2141-2155, dez. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00949655.2010.520163>

YU, S.; XU, Z.; WU, W.; ZUO, D. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China, **Ecological**

Indicators, v. 60, p. 202-212, jul. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.029>

YUAN, X.; KROM, M. D.; ZHANG, M.; CHEN, N. Human disturbance on phosphorus sources, processes and riverine export in a subtropical watershed, **Science of The Total Environment**, v. 769, 144658, maio 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144658>

ZHANG, X.; LIU, Y.; ZHOU, L. Correlation Analysis between Landscape Metrics and Water Quality under Multiple Scales, **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15(8), 1606, jul. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph15081606>

ZHANG, Z.; XU, E.; ZHANG, H. Complex network and redundancy analysis of spatial-temporal dynamic changes and driving forces behind changes in oases within the Tarim Basin in northwestern China, **CATENA**, v. 201, 105216, fev. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105216>

ZHAO, J.; LIN, L.; YANG, K.; LIU, Q.; QIAN, G. Influences of land use on water quality in a reticular river network area: A case study in Shanghai, China, **Landscape and Urban Planning**, v. 137, p. 20-29, mai. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.010>

ZHOU, T.; WU, J.; PENG, S. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: a case study of the Dongjiang River watershed, China, **Ecological Indicators**, v. 23, p. 166-175, dez. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.013>

ZOU, Y.; MACAU, E. E. N.; SAMPAIO, G.; RAMOS, A. M. T.; KURTHS, J. Characterizing the exceptional 2014 drought event in São Paulo by drought period length, **Climate Dynamics**, v. 51, p. 433-442, jul. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00382-017-3932-2>

APÊNDICE A - Protocolo da revisão sistemática

Informações Gerais

Título

Revisão sistemática da análise da relação entre os usos e cobertura da terra e as métricas da paisagem e a qualidade hídrica superficial, em bacias hidrográficas.

Pesquisadores

Mariana Dorici

Descrição

Esta é uma revisão sistemática na área de Ciências Ambientais, com foco em ecologia de paisagem, que busca identificar e entender estudos que tiveram como objetivo analisar a relação entre elementos da paisagem, como as diversas modificações do uso e cobertura da terra e a estrutura da paisagem (métricas da paisagem), e os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água superficial em ambientes lóticos, tendo como área de estudo as bacias hidrográficas.

Objetivo

Esta revisão sistemática, considerando-se uma perspectiva de paisagem, teve por objetivo identificar estudos/artigos que tiveram como escopo a realização de análises dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água superficial em ambientes lóticos, dentro de bacias hidrográficas, permitindo o entendimento de como são medidas as relações entre o uso e cobertura da terra e as métricas da paisagem e dos parâmetros de qualidade hídrica superficial, nesses ambientes e em áreas de estudo desse tipo e servindo como prelúdio na realização da pesquisa de doutorado na qual se insere e na elaboração e contribuição para formulação de metodologia replicável para averiguação das relações entre os fatores da paisagem (uso e cobertura da terra e métricas da paisagem) e a qualidade hídrica superficial desses ambientes. Buscando responder as questões de pesquisa a seguir.

Questões de pesquisa

Q1 - Na perspectiva da paisagem, quais parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água são selecionados na avaliação da qualidade hídrica superficial*?

População (P): Estudos que se utilizam de parâmetros para analisar a qualidade hídrica superficial*, utilizando-se de uma perspectiva de paisagem.

Intervenção/Exposição (I/E): Diferentes parâmetros utilizados.

Comparador/Controle (C): Pesquisadores

Resultado (O): Identificação dos parâmetros de qualidade hídrica superficial* utilizados nos artigos, sua descrição e entendimento, bem como as colocações feitas em torno dos mesmos.

Contexto: Condução da revisão sistemática.

Q2 - Quais são as metodologias utilizadas para identificar a relação entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade hídrica superficial?

População (P): Estudos que se utilizam de metodologias de análise das relações entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.

Intervenção/Exposição (I/E): Diferentes metodologias de análise das relações entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.

Comparador/Controle (C): Pesquisadores

Resultado (O): Identificação, entendimento e descrição das metodologias de análise das relações entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.

Contexto: Condução da revisão sistemática.

Q3 - Quais são as metodologias utilizadas para identificar as relações entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade hídrica superficial?

População (P): Estudos que se utilizam de metodologias de análise das relações entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.

Intervenção/Exposição (I/E): Diferentes metodologias de análise das relações entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.

Comparador/Controle (C): Pesquisadores

Resultado (O): Identificação, entendimento e descrição das metodologias de análise das relações entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade hídrica superficial.

Contexto: Condução da revisão sistemática.

Observação:

*A qualidade hídrica superficial de que tratam as questões dessa pesquisa é aquela que pertence a ambientes lóticos, como córregos e rio.

Além disso, foram consideradas pesquisas que utilizaram como área de estudo bacias hidrográficas, sub-bacias, micro bacias ou outras áreas deste tipo, que podem ter diferentes nomenclaturas de acordo com a escala abordada no estudo.

Método para recuperação de estudos

Palavras-chave

land cover; land use change; land use pattern; landscape pattern; landscape metrics; stream water quality; surface water quality; water quality parameters

Critérios de seleção das fontes de busca

Indexação de estudos na área de Ciências Ambientais e afins.

Possibilitar a exportação das principais informações (metadados) de estudos em arquivos no formato BibTex ou RIS.

Possibilitar a exportação de textos completos dos estudos selecionados em arquivos de formato PDF.

Linguagens dos estudos

Inglês

Bases de dados

Scopus; Web of Science; Science Direct.

Métodos de busca nas bases de dados

Utilização de *strings* de busca combinadas as palavras-chave (*key-words*), executadas nas bases de dados selecionadas, para identificação de estudos e exportação de metadados.

Critérios de inclusão e exclusão dos estudos

Critérios de inclusão:

CI1 - O estudo analisa qualidade hídrica superficial, por meio de seus parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, considerando a perspectiva da paisagem.

CI2 - O estudo relata ao menos uma metodologia de análise das relações entre o uso e cobertura da terra e/ou as métricas da paisagem e a qualidade hídrica superficial.

Critérios de exclusão:

CE1 - O estudo não utilizou uma bacia hidrográfica como área de estudo.

CE2 - O estudo analisa, especificamente, ambientes lênticos, como lagos e lagoas e/ou reservatórios.

CE3 - O estudo analisa, especificamente, águas subterrâneas, lençol freático e/ou aquíferos.

CE4 - O estudo analisa, especificamente, áreas úmidas, pantanosas e/ou várzeas.

CE5 - O estudo analisa, especificamente, áreas costeiras e/ou marítimas (ex.: baías e estuários).

CE6 - O estudo analisa, especificamente, a fauna/flora aquática ou se utiliza de bioindicadores.

CE7 - O estudo analisa a qualidade hídrica por meio, especificamente, de fatores/modelos hidrológicos (considerando escoamento, vazão, morfologia etc) ou pelo fluxo de nutrientes (voltado para o estudo do solo).

CE8 - O estudo trata de uma situação muito específica (que pode ser relacionada às características específicas de um território, tipos de cultivos e outros eventos, inclusive políticos e normativos).

CE9 - O estudo não é focado na análise da qualidade hídrica, apesar de utiliza-la como um de seus parâmetros de análise (ex.: análises ecossistêmicas).

CE10 - O estudo não possui um ou mais dos critérios de inclusão definidos para essa pesquisa.

CE11 - O estudo não está escrito em inglês.

CE12 - Não é possível encontrar o texto completo do estudo

Tipos de estudos

Artigos científicos. Somente estudos primários.

Seleção inicial de estudos

Para seleção inicial de estudos, os pesquisadores lerão o título (*title*), resumo (*abstract*) e palavras-chave (*key-words*) dos estudos selecionados, aplicando os critérios de inclusão e exclusão definidos. O estudo será incluído caso satisfaça um ou mais critérios de inclusão e será excluído se exibir um ou mais critérios de exclusão. Na ocorrência tanto de critérios de inclusão quanto de exclusão, o estudo será excluído.

Informações de extração de dados e de qualidade

Avaliação da qualidade dos estudos

Critérios de confiabilidade

CC1 - Os dados de qualidade hídrica superficial e os dados da paisagem (uso e cobertura da terra e/ou métricas da paisagem) são do mesmo período? (Ex.: mesmo ano). (Respostas permitidas: Sim ou Não).

CC2 - A extensão de dados de qualidade hídrica superficial é condizendo com a extensão de dados da paisagem (uso e cobertura da terra e/ou métricas da paisagem)? É possível relacionar ambos sem que aja uma discordância de escalas? (Ex.: muitos dados da paisagem e poucos dados hídricos). (Respostas permitidas: Sim ou Não).

CC3 - O artigo considerou a heterogeneidade da paisagem (analisando mais de um tipo de uso/atividade antrópica ex: alguns artigos analisam somente o uso urbano ou agrícola)? (Sim, Não ou Parcialmente).

CC4 - A metodologia do estudo possibilita a replicabilidade por outros pesquisadores? (Respostas permitidas: Sim, Não ou Parcialmente).

CC5 - As informações do estudo estão claras e completas possibilitando sua replicabilidade por outros pesquisadores? (Respostas permitidas: Sim, Não ou Parcialmente).

Critérios de relevância do estudo

CR1 - O estudo foi publicado depois de 2016? (Respostas permitidas: Sim ou Não).

Para ranquear os estudos por critérios de qualidade, foi utilizada a seguinte escala de pontuação: as respostas “Sim” possuem 1 ponto; as respostas “Não” possuem 0 pontos e as respostas “Parcialmente” possuem 0,5 pontos. Dessa forma, com base nas respostas, será calculado um *score* de qualidade para cada estudo. Os estudos podem ter no máximo 7 pontos e no mínimo 0,5 pontos. Os com valor inferior a 0,5 pontos, ou seja, que não atenderam a nenhum dos critérios de qualidade elaborados, foram excluídos da revisão sistemática.

Campos do Formulário de extração de dados

- Título (descritivo)
- Autores (descritivo)
- Afiliação dos autores (descritivo)
- Objetivo (descritivo)
- Síntese de materiais e métodos (descritivo)
 - Metodologias utilizada para verificação das relações entre os fatores da paisagem (uso e cobertura da terra e/ou métricas da paisagem) e qualidade hídrica (parâmetros físicos, químicos e microbiológicos).
- Síntese das conclusões (descritivo)

Sumarização de resultados

Devem ser descritos todos os parâmetros de qualidade hídrica superficial e todos os dados de paisagem selecionados pelos estudos; bem como, as metodologias para averiguação das relações entre a qualidade hídrica superficial de bacias hidrográficas e os fatores da paisagem (uso e cobertura da terra e métricas da paisagem). Destacando a replicabilidade e relevância dos estudos, de acordo com seus procedimentos metodológicos de análise e os pontos fortes e fracos identificados nos mesmos.

APENDICE B - Síntese de dados

A seguir será apresentada a síntese de cada um dos artigos selecionados, nessas sínteses, encontram-se as informações da maioria dos campos do formulário de extração de dados, elaborado para esta revisão sistemática, excetuando-se o título, os autores e a afiliação dos mesmos, dados que poderão ser consultados buscando-se as referências supracitadas (Tabela 1).

1. Análise de redundância (RDA)

A RDA é uma das análises estatísticas mais utilizadas pelos artigos científicos que pretendem analisar a relação/influência da estrutura da paisagem sobre a qualidade hídrica superficial de bacias hidrográficas. Ela foi utilizada como método principal de análise em 11 dos 34 artigos selecionados por essa revisão sistemática, incluindo:

A01: Os autores do A01, argumentaram que as métricas da paisagem devem ser consideradas no estudo da relação entre o padrão da paisagem e a qualidade hídrica. Seus objetivos visaram, portanto, abordar de maneira quantitativa as seguintes questões: [1] para bacias hidrográficas tipicamente urbanizadas, como o padrão da paisagem afeta a qualidade da água dos riachos urbanos? [2] quais são as métricas de paisagem mais influentes a serem consideradas nas opções de gestão da qualidade da água em áreas rapidamente urbanizadas? As relações entre o uso da terra e os parâmetros da qualidade hídrica foram analisadas com a correlação de *Spearman*; as relações entre a resposta (parâmetros da qualidade da água) e preditores (métricas de uso da terra) foram medidas pela regressão linear múltipla (MLR) e para reduzir às variáveis correlacionadas foi usada a regressão *stepwise*. A análise de redundância (RDA), foi usada para explorar a relação entre a qualidade da água e os parâmetros do padrão da paisagem (métricas da paisagem). Por fim, os autores do A01, sugerem que para manter a qualidade hídrica em áreas de rápida urbanização, é necessário evitar a expansão descontrolada de construções e áreas industriais; e a dispersão e fragmentação excessiva de terras agrícolas; para que seja garantida a melhor conectividade de rios e a maior complexidade de áreas naturais como florestas e pântanos.

A02: Os autores do A02 constaram que é necessário identificar a área crítica onde ocorrem as fortes ligações entre as características da paisagem e a qualidade das águas superficiais; visto que esse resultado pode fornecer informações significativas para o gerenciamento da água e o planejamento da paisagem. O artigo teve como objetivo identificar a área crítica onde as características da paisagem tiveram maior contribuição explicativa na variação da qualidade hídrica. Para determinar como os padrões da paisagem influenciaram a qualidade da água em diferentes *buffers* foi aplicada a análise de redundância (RDA) e a análise de regressão linear

múltipla (MLR). As descobertas feitas pelo artigo têm importantes implicações na melhoria da qualidade hídrica e da gestão da paisagem da área de estudo. Além disso os procedimentos utilizados podem ser adaptados em outras bacias hidrográficas ao redor do mundo.

A03: Os objetivos desse artigo foram: [1] apresentar a variabilidade espacial e temporal da contaminação da água dos riachos na bacia do rio Dan, [2] quantificar a relação entre os padrões de uso da terra da bacia e a qualidade da água, e [3] identificar os efeitos de escala na medição da influência dos padrões de uso da terra na qualidade da água. Para determinar a relação entre os fatores ambientais e as métricas da paisagem foi utilizada a análise de redundância (RDA). Segundo os autores, o planejamento do uso da terra na gestão da qualidade da água precisa adotar uma perspectiva multi-escala.

A04: Os autores desse artigo consideraram que a compreensão dos efeitos da fragmentação de habitat na qualidade da água, em regiões de fronteira, ainda é pobre. Por isso, tentam investigar as correlações da composição da paisagem e fragmentação de habitat com a degradação da qualidade da água. Foi aplicada uma análise de redundância (RDA), para investigar como a composição da paisagem e a fragmentação de habitat explicaram a variabilidade na qualidade da água. Os autores concluíram que, o método adotado foi eficaz em fornecer uma base sólida para o gerenciamento de bacias hidrográficas e planejamento da paisagem.

A05: Teve por objetivos principais, quantificar a importância relativa, bem como os efeitos de escala espacial e diferenças sazonais na influência de métricas fisiográficas, composição e configuração da paisagem na qualidade da água da cabeceira de Hengxi. E também identificar os pontos de mudança abrupta na qualidade da água em função da mudança na métrica da paisagem. Assim, a análise de redundância (RDA) foi adotada para determinar a relação positiva/negativa entre as métricas da paisagem e os parâmetros de qualidade da água. Os autores concluíram que é necessário analisar o efeito de escala espacial e a dependência sazonal do impacto de várias características da paisagem na qualidade da água do rio para identificar as principais métricas da paisagem que impactam a qualidade da água do rio em diferentes condições espaço-temporais.

A06: Esse estudo objetivou-se em examinar os efeitos do uso e cobertura da terra na qualidade da água de riachos de baixa ordem, comparando as influências em escala de bacia hidrográfica e de zona ribeirinha. A análise de redundância (RDA), foi aplicado para avaliar as descrições globais sobre as influências do padrão de uso e cobertura da terra na qualidade da água, considerando a bacia hidrográfica e a zona ribeirinha. Essa análise permitiu estudar simultaneamente as

influências dos tipos de uso e cobertura da terra em todos os parâmetros de qualidade da água. De acordo com os resultados desse artigo, os autores concluíram que a cobertura florestal é o tipo de uso e cobertura da terra mais importante para manter a qualidade da água de riachos de baixa ordem, e a agricultura e as áreas urbanas são responsáveis pela degradação da qualidade da água. Além da importância de uma zona ribeirinha, o estudo demonstra que o manejo de bacias hidrográficas em riachos de baixa ordem é extremamente necessário para a manutenção da qualidade da água visando a conservação dos recursos hídricos a jusante.

A07: Segundo os autores, a avaliação dos efeitos antrópicos na qualidade da água dos riachos em diferentes escalas espaciais depende dos indicadores de qualidade da água considerados. Desta forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar se mudanças antropogênicas em diferentes escalas espaciais influenciam a qualidade da água de riachos em uma paisagem agrícola de acordo com indicadores químicos e biológicos (peixes, macroinvertebrados). Avaliou-se a influência do uso da terra da bacia hidrográfica e das variáveis da estrutura da mata ciliar nos indicadores químicos e biológicos do riacho com análise de redundância (RDA). A avaliação de diferentes tipos de comunidades biológicas, em conjunto com variáveis químicas, pode contribuir para identificar diferentes tipos de estressores em bacias hidrográficas, uma vez que cada tipo de comunidade biológica pode responder a impactos ambientais distintos em diferentes escalas espaciais. Mais estudos são necessários para compreender os mecanismos que influenciam essas comunidades em riachos com usos distintos da terra em diferentes escalas espaciais, para prever a qualidade da água dos riachos nessas condições.

A08: Sob as hipóteses de que “as características de *catchment* definidas pela topografia, solo e uso da terra e, em particular, as métricas da paisagem são valiosas para explicar a qualidade da água dos riachos em diferentes escalas espaciais”. Dentre os objetivos, desse artigo, está a identificação de características de *catchment* de maior importância na qualidade da água dos riachos em diferentes estações; e a determinação da escala espacial e das características da bacia hidrográfica que tem maior impacto na variação geral da qualidade hídrica. Para compreender a relação entre as características da bacia hidrográfica e a qualidade da água foi examinada a influência dos dados da paisagem e qualidade sazonal da água em escala *reach*, *riparian* e *catchment* com a aplicação da regressão linear múltipla *stepwise* (SMLR) e análise de redundância (RDA). Segundo o artigo, a degradação da qualidade da água ocorreu principalmente em riachos cercados de solo orgânico ou campos aráveis e pastagem com encostas ligeiramente mais íngremes e durante o inverno. O método foi considerado capaz de prever com precisão a relação

das variáveis de qualidade da água com as variáveis da paisagem (solo, topografia e uso da terra). As variações na qualidade hídrica foram melhor explicadas em escala *catchment*.

A09: Esse artigo analisou a ligação entre o uso e cobertura da terra das sub-bacias e o status legal da qualidade da água do riacho; avaliou quantitativamente a ligação entre a cobertura florestal e nove variáveis de qualidade da água, verificando a variabilidade espaço-temporal; e quantificou o efeito independente dos tipos de cobertura florestal na qualidade da água em relação aos efeitos de outros usos e cobertura da terra. O estudo quantificou a relação entre a cobertura florestal e a qualidade físico-química da água aplicando uma análise de redundância (RDA) em variáveis independentes de uso e cobertura da terra, resultantes de uma análise de componentes principais (PCA). Esta análise multivariada permitiu capturar a relação linear entre variáveis dependentes (variáveis físico-químicas) e uma matriz de variáveis explicativas (variáveis de uso e cobertura da terra da sub-bacias). Esta análise, portanto, quantificou a porcentagem da variabilidade da qualidade da água explicada pelas variáveis de uso e cobertura da terra. A abordagem apresentada nesse artigo é replicável no tempo e no espaço e tem um grande potencial de aplicação. Isso porque, usa os dados de monitoramento públicos; a análise é baseada em sub-bacias hidrográficas da “vida real” refletindo a heterogeneidade do uso e cobertura da terra, fornecendo aos planejadores de terras e tomadores de decisão percepções diretamente aplicáveis; e aplicou-se uma análise estatística direta, que é mais simples, mais fácil de aplicar e mais eficiente do que os modelos hidrológicos/de qualidade da água de base física.

A10: O objetivo do artigo não é claro, porém, percebe-se a intenção de comparar índices da paisagem com a mudança na qualidade das águas superficiais da área de estudo, revelando a relação entre eles. Uma análise de redundância (RDA), para explorar as forças impactantes da composição e configuração da paisagem na qualidade da água de superfície. De acordo com os autores desse estudo, seus resultados mostram que podemos controlar a concentração de demanda química de oxigênio aumentando a área florestal, o que significa que a criação de áreas florestais perto de corpos d'água pode efetivamente diminuir a poluição de fonte difusa.

A11: Nesse estudo, os autores estimaram os impactos dos padrões de uso da terra na qualidade da água de riachos de baixa ordem, em diferentes regiões geomórficas em várias escalas da bacia hidrográfica do rio Dongjian. As relações entre as métricas de uso da terra e os parâmetros de qualidade da água foram examinadas usando modelos de regressão linear múltipla (MLR) e análise de redundância (RDA). A primeira foi realizada para avaliar as relações entre uma resposta (parâmetros de qualidade hídrica) e preditores (métricas de uso da terra); para reduzir a

redundância associada a variáveis correlacionadas, uma abordagem de regressão *stepwise* foi escolhida, eliminando variáveis preditoras insignificantes dos modelos MLR. O RDA nos permitiu examinar simultaneamente as influências das múltiplas variáveis de uso da terra em todos os parâmetros de qualidade da água. Embora o estudo forneça uma exploração inicial das influências em várias escalas do padrão de uso da terra na qualidade da água em riachos de baixa ordem; estudos adicionais são necessários para garantir as relações causais entre as métricas da paisagem e a qualidade da água.

2. Coeficiente de correlação de *Pearson*

A análise de coeficiente de correlação de *Pearson* foi a segunda mais frequente nos artigos científicos selecionados por essa revisão sistemática e surgiu em 5 dos 34 artigos identificados, entre eles:

A12: Esse estudo objetivou-se em explorar a relação entre as mudanças no uso da terra e a qualidade da água entre 2000 e 2017. O coeficiente de correlação de *Pearson* foi usado para testar a correlação entre os tipos de uso da terra e os parâmetros de qualidade da água. Esse estudo mostra que a flutuação da qualidade da água está intimamente relacionada não apenas aos padrões de uso da terra na escala da bacia hidrográfica, mas também à influência da sobreposição do processo de urbanização e à diferença de topografia e geomorfologia. Devido a conjuntos de dados limitados de qualidade da água e uso e cobertura da terra, a incerteza da interpretação da imagem, efeito de escala e complexidade dos impactos da qualidade da água, a relação entre o uso da terra e a qualidade da água não é única. Estudos adicionais devem introduzir mais parâmetros de qualidade da água e outros parâmetros de influência possíveis e conduzir análises de dados de séries temporais mais longas.

A13: O objetivo desse estudo foi avaliar as ligações entre o uso e cobertura da terra e os parâmetros biofísico-químicos da qualidade da água. Foi realizada uma análise de correlação de *Pearson* para estabelecer se existe uma relação linear entre as variáveis do uso e cobertura da terra, consideradas como variáveis independentes, e as variáveis de qualidade da água, consideradas como variáveis dependentes. As descobertas desse estudo se somam ao conjunto de estudos de pesquisa realizados nos EUA, China, Zimbábue e na África do Sul. De acordo com os autores, a relação entre as mudanças de uso e cobertura da terra e os parâmetros de qualidade da água é complexa e específica do local, enquanto os coeficientes de correlação variam entre as sub-bacias.

A14: Esse estudo visou explorar os impactos do uso da terra na qualidade das águas superficiais em diferentes regiões. A análise de correlação de *Pearson* foi aplicada para investigar a relação entre os parâmetros de uso da terra e os quatro indicadores de qualidade da água em toda a área de estudo e em diferentes grupos. De acordo com os autores, as descobertas e o método usado nesse estudo podem melhorar a gestão da água e planejamento do uso da terra em bacias hidrográficas.

A15: Os principais objetivos desta pesquisa foram [1] demonstrar a relação das variáveis de qualidade da água com os tipos de uso da terra e padrões da paisagem, [2] ilustrar os coeficientes de correlação entre as variáveis de qualidade da água, tipos de uso da terra e métricas espaciais da paisagem, [3] identificar fatores e fontes de poluição que afetam o rio Bentong durante a estação normal e chuvosa, e [4] determinam e classificam os locais/zonas mais poluídos na área de estudo. O coeficiente de correlação de *Pearson* foi aplicado para medir a associação entre os tipos de uso da terra, métricas da paisagem e variáveis de qualidade da água com significância estatística. Esta pesquisa produziu relações que nos permitiram interpretar e descrever os efeitos de vários fatores, como mudanças espaciais e temporais e padrões de paisagem nas variáveis da água. A compreensão dessas relações fornece informações e dados valiosos sobre as condições de qualidade da água e ajuda a delinear práticas adequadas de gestão da água. Além disso, os resultados desse estudo também podem oferecer ideias valiosas para gestores de uso da terra e planejadores de paisagem. Estudos adicionais incorporando indicadores mais nítidos e aprimorados de usos da terra e padrões de paisagem, e expandindo a análise de correlação simples conduzida nesse estudo, podem adicionar mais significância aos nossos resultados e podem ajudar a compreender as relações complicadas entre a qualidade da água e seu ambiente circundante.

A16: Os objetivos desse estudo foram: [1] comparar a influência do uso da terra na qualidade da água dos riachos em estações chuvosas com aquela nas estações secas, na tentativa de determinar qual estação tem um impacto mais significativo na qualidade da água dos riachos na bacia do rio Wei e [2] incorporar as características topográficas de cada tipo de uso da terra na escala da sub-bacia para detectar como a inclinação de cada tipo afetou a associação. As correlações entre o uso da terra e a química da qualidade da água foram testadas usando a correlação de *Pearson*. Além disso, a análise de correlação de *Pearson* também foi conduzida para o impacto da incorporação da inclinação média do tipo de uso da terra dentro de cada sub-bacia na relação entre o uso da terra e a qualidade da água dos riachos. Esse estudo considerou a relação entre o uso da terra e a qualidade da água e também a relação entre o uso da terra e as variações sazonais, e o uso da terra e as características topográficas. Assim, os resultados desse estudo apoiam a recomendação de que a qualidade da água pode ser melhorada por meio de uma melhor gestão do uso da terra.

3. Regressão múltipla

A regressão múltipla é uma análise estatística também bastante utilizada pelos artigos científicos e foi executada como análise principal em 3 dos 34 identificados por essa revisão sistemática, sendo eles:

A17: Esse estudo visa ajudar a explorar o impacto do uso da terra e do padrão da paisagem na qualidade da água e também informar os gestores de recursos hídricos para definir escalas apropriadas para a melhoria da qualidade da água. Investigando, para isso, a variação espacial dos parâmetros físico-químicos e tipos de uso da terra do rio Densu e posteriormente avaliando a complexa relação entre o uso da terra e os parâmetros de qualidade da água nas escalas de sub-bacia e zona tampão. A análise de regressão múltipla explicou a magnitude e a influência do uso da terra (variáveis preditoras) nos parâmetros de qualidade da água (variáveis de resposta). De acordo com os autores, as descobertas e métodos usados podem ser úteis para identificar as fontes de poluição e melhorar a gestão da água e o planejamento do uso da terra na bacia. Devido ao efeito da paisagem na qualidade da água, os autores recomendam que os planejadores de uso da terra e gestores de água devem demonstrar as melhores práticas de gestão em diferentes escalas espaciais, especialmente nas zonas ribeirinhas, ao invés de uma abordagem de gerenciamento de bacia inteira. Investigações futuras exigirão fatores naturais como população, topografia, solo e clima para divulgar profundamente as razões para a variabilidade da qualidade da água dentro do regado. Além disso, trabalhos futuros exigirão regime de amostragem espacial e temporal e mapas de alta resolução para a análise.

A18: O objetivo desse trabalho foi estudar o efeito das mudanças no uso da terra na qualidade da água da bacia hidrográfica de Ciliwung. Para analisar a influência do uso da terra na qualidade da água, foi selecionada a análise de regressão linear múltipla. Para os autores, o corpo d'água teve efeitos positivos na qualidade da água, enquanto a terra nua e a área construída tiveram efeitos negativos na qualidade da água. Segundo os autores, esse resultado poderia ser usado para orientar a decisão política de mudanças no uso da terra e o status da qualidade da água da bacia hidrográfica de Ciliwung.

A19: Os principais objetivos desse trabalho são [1] avaliar o padrão espacial e temporal da qualidade da água em Pequim; e [2] investigar as relações entre os diferentes tipos de uso da terra e as variáveis de qualidade da água; e [3] explorar os efeitos de diferentes tamanhos de zonas tampão na relação entre os tipos de uso da terra e a qualidade da água para fornecer uma base

científica confiável para a gestão do rio. A análise de regressão múltipla foi usada para testar as correlações dos tipos uso da terra dentro dos *buffers* e qualidade da água em 2000, 2005 e 2010. A partir dos resultados encontrados, os autores sugerem aumentar a proporção de terras florestais nas zonas de amortecimento com pastagens minimamente manejadas perto do rio em áreas urbanas e manter as características naturais em áreas não urbanas, bem como prevenir o desenvolvimento da margem do rio em áreas exurbanas.

4. Modelos mistos

Os modelos mistos também foram utilizados como análise principal em 3 dos 34 identificados por essa revisão sistemática, incluindo:

A20: O objetivo desse estudo foi examinar quais tipos de uso da terra podem explicar melhor as variáveis de qualidade da água observadas em resposta aos níveis de urbanização em uma bacia hidrográfica urbanizada típica. Para examinar melhor a variação espacial das relações entre o uso da terra e a qualidade da água, o modelo de efeitos mistos lineares (LME) foi aplicado para examinar a interação entre o padrão de uso da terra e os indicadores individuais de qualidade da água em três sub-regiões, a saber, área de desenvolvimento urbano na região a montante, a área central da bacia hidrográfica e a área de desenvolvimento urbano na região a jusante. Os resultados desafiaram a classificação tradicional de paisagens de “fonte-sumidouro” dentro de uma bacia hidrográfica urbanizada típica e ofereceram uma referência eficaz para a gestão de risco da água de rios e planejamento urbano.

A21: Os principais objetivos desta pesquisa foram [1] investigar a influência das categorias de uso da terra na qualidade da água do rio, [2] desenvolver a relação entre o uso da terra e a qualidade da água do rio no contexto de estações e escalas espaciais variáveis, e [3] avaliar se o uso da terra é responsável pelo padrão sazonal na qualidade da água do rio. O modelo linear de efeito misto foi usado para identificar a relação entre o uso da terra e a qualidade da água. Os resultados do estudo sugerem que oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal são mais suscetíveis ao uso da terra caracterizados na escala de bacias hidrográficas, e a influência do uso da terra em fósforo total e fluoreto é limitada a extensões mais sutis. Além disso, os impactos do uso da terra na qualidade da água do rio também são dependentes da sazonalidade devido à dinâmica natural do processo, por exemplo, o regime hidrológico. A alta proporção de áreas agrícolas e rurais geralmente está associada a um alto risco de contaminação por nutrientes durante a primavera. A dependência sazonal dos impactos do uso da terra pode ser benéfica para o gerenciamento do risco de contaminação sazonal.

A22: O presente estudo objetivou-se em [1] determinar tendências espaciais e temporais de parâmetros de qualidade da água importantes ao longo do rio Chao Phraya e [2] analisar as influências das atividades de uso da terra na qualidade da água no rio. Modelos lineares mistos foram usados para analisar cada parâmetro de qualidade da água em três seções do rio, entre as duas estações, e pelas interações entre as seções do rio e as estações. Os autores concluíram que pode estar na hora de os poluidores de águas residuais pagarem as contas de águas residuais ou para a instalação de sistemas de tratamento de águas residuais no local para as suas atividades relacionadas com as águas residuais.

5. Regressão Geograficamente Ponderada (GWR)

Outro método que foi utilizado como análise principal em 3 dos 34 identificados por essa revisão sistemática foi a Regressão geograficamente ponderada (GWR). Entre os artigos desse tipo estão:

A23: Esta pesquisa fornece um modelo de regressão temporal-geográfica local estendendo a regressão geográfica ponderada convencional (GWR) convencional para uma versão temporal que envolve todas as variações temporais no modelo de estimação, o que foi ignorado por muitos dos esforços anteriores. A fim de levar em conta as variações espaciais e temporais das relações significativas entre as variáveis de uso/cobertura da terra (LULC) e os parâmetros de qualidade da água. Os resultados mostraram que, ao incorporar a dimensão do tempo, ligações mais confiáveis para a concentração de nitrito e nitrato são extraídas, as quais são dependentes da localização e do tempo. Contudo, isso precisaria ser investigado com outros parâmetros de qualidade da água no futuro. Como os resultados indicam, as variações espaciais, bem como as mudanças temporais de curto e longo prazo, afetam as ligações extraídas. A dependência da ligação entre LULC e os parâmetros de qualidade da água à escala é uma questão importante a ser considerada porque especifica as áreas a serem examinadas. Em outras palavras, como o LULC pode mudar em escalas diferentes, o efeito do LULC na qualidade da água varia com a escala. Portanto, um método multiescala é sugerido para identificar a fonte do poluente.

A24: O objetivo desse estudo é fornecer uma compreensão abrangente de como os diferentes padrões de desenvolvimento urbano influenciam a qualidade da água dos riachos, investigando os aspectos de fatores importantes, variações espaciais, modelos preditivos e mecanismos potenciais. A Regressão Geograficamente Ponderada (GWR) foi então aplicada para entender a variação espacial das relações entre os padrões de desenvolvimento urbano e as concentrações de

poluentes. De acordo com os resultados do GWR, os efeitos do padrão de desenvolvimento urbano foram diferentes de acordo com as localizações geográficas e categorias de poluentes devido às diferentes fontes de poluentes e processos de transporte. Esse estudo demonstrou as consequências ambientais da expansão urbana e apoiou a orientação política para o planejamento urbano compacto de acordo com a estrutura preditiva de aprendizado de máquina.

A25: Os objetivos desse artigo foram, portanto, examinar o impacto do uso da terra/densidade populacional (LU/PD) na qualidade da água nas estações seca e chuvosa na bacia do rio Wen-Rui Tang, no leste da China. Essas variáveis foram usadas para executar um modelo de regressão geograficamente ponderada (GWR) correspondente. O método de exclusão-seleção de variável manual e o método de reprocessamento para a produção de GWR usados nesse estudo são amplamente difundidos, adequados em outras áreas de estudo, tendo dados de escala de bacias hidrográficas, dados de qualidade da água e um pequeno número de variáveis explicativas. Esta análise de bacias hidrográficas fornece, portanto, uma ferramenta importante para as agências locais de recursos hídricos estabelecerem planos de remediação e gestão da qualidade da água com base científica.

6. Coeficiente de correlação de Spearman

O coeficiente de correlação de *Spearman* foi identificado, como análise principal, em 2 dos 34 artigos selecionados nessa revisão sistemática, incluindo:

A26: Esse estudo tem como objetivo [1] investigar a variação espacial da qualidade da água na bacia; e [2] explorar as relações entre os índices de qualidade da água e as características do uso da terra na zona da sub-bacia e nas escalas de amortecimento. Para analisar as correlações entre a qualidade da água e o uso e cobertura da terra e as relações da qualidade da água com as métricas da paisagem foi utilizada a correlação de *Spearman*. Esse estudo forneceu informações em várias escalas sobre a gestão de bacias hidrográficas em uma área altamente urbanizada. Segundo os autores, as mudanças sazonais na qualidade da água devem ser investigadas em estudos futuros para se obter um melhor entendimento das variações interanuais.

A27: Nesse estudo foram estudados os efeitos das métricas da paisagem nos parâmetros das águas superficiais de 1988 a 2016 na Bacia do Rio Ave, com o objetivo de compreender quais os contaminantes relacionados com a paisagem e quais as métricas da paisagem que constituem uma ameaça para a qualidade hídrica. A relação entre as métricas da paisagem e os parâmetros da água superficial ao longo de diferentes anos hidrológicos foi analisada usando o coeficiente de

classificação de correlação de *Spearman*. Em termos práticos, os autores concluíram que é necessário aumentar as áreas florestadas em formas de propagação, aumentando a densidade de borda e a área total. Para áreas urbanas é difícil diminuir a área ocupada, por isso, é necessário pelo menos reduzir a expansão urbana. Em áreas agrícolas é essencial circundá-las com florestas, a fim de promover uma barreira natural para o fluxo de contaminantes. Para a maior parte dos parâmetros hídricos superficiais analisado, mudanças conscientes no uso da terra podem reduzir a contaminação em valores sustentáveis. Porém, para reduzir a contaminação por amônia e metais pesados é necessário implementar medidas que vão além das métricas da paisagem, que podem ser a implementação de tecnologias aprimoradas de tratamento de efluentes.

7. Análise de Componentes Principais (PCA)

A análise de componentes principais (PCA) foi identificada, como análise principal, em 2 dos 34 artigos selecionados nessa revisão sistemática, apesar de ser amplamente utilizada em muitos artigos como parte do processo de análise dos dados, entre eles estão:

A28: O objetivo desse estudo é avaliar o papel do uso/ocupação do solo, e mais especificamente da cobertura florestal, na qualidade da água em bacias agrícolas tropicais. A análise de componentes principais (PCA) foi aplicada para verificar diferenças nos grupos de variáveis entre bacias florestadas e degradadas, e para identificar as variáveis de qualidade da água que influenciam nesse resultado e a relação entre elas. Esse estudo observa que as fontes de poluição em bacias hidrográficas agrícolas vêm principalmente do escoamento de áreas de cultivo e águas residuais residenciais, e a cobertura de floresta tropical desempenha um papel importante na minimização dos impactos das atividades humanas nos serviços ecossistêmicos das bacias hidrográficas. Assim, a restauração florestal, melhores práticas de manejo do solo e saneamento básico são necessárias para melhorar a qualidade da água em bacias agrícolas tropicais. A cobertura florestal pode ser usada como um indicador da saúde dos riachos por gestores de bacias hidrográficas visando o fornecimento de água de boa qualidade para a manutenção de comunidades biológicas, processos ecológicos e para abastecimento de água potável à população humana.

A29: Seu objetivo foi (1) delinear o padrão de variação da qualidade da água da cabeceira ao oceano, (2) explicar os papéis do uso da terra e atividades humanas no controle de cada variável de qualidade da água, (3) revelar a variação espacial do uso e cobertura da terra (LULC) - Correlação da qualidade da água e a influência da poluição da fonte pontual (PS) nas variáveis da água, e (4) propor diferentes estratégias para a gestão da água em diferentes regiões (cluster) com

base na sua correlação com LULC e atividades humanas. Foi utilizado um mapa de auto-organização (SOM) para caracterizar o padrão espacial de cada variável de qualidade da água medida. A análise de componentes principais (PCA) foi realizada em todas as variáveis de qualidade da água e dados de classe LULC a fim de identificar as principais forças motrizes relacionadas à variabilidade observada em cada cluster identificado nos processos do SOM. A combinação das análises SOMs e PCA melhorou a compreensão dos processos que influenciam a qualidade da água ao longo do Rio Paraíba do Sul (PSR) e suas interações.

8. Outras

Algumas análises apareceram em apenas um dos artigos científicos selecionados pela revisão sistemática, entre elas estão:

8.1 Análise espacial de SIG e técnicas de sensoriamento remoto

A30: O objetivo principal desse estudo foi identificar a correlação entre vários parâmetros de qualidade da água e urbanização na Bacia de Pontchartrain usando análise espacial de SIG e técnicas de sensoriamento remoto. Em conclusão, esta pesquisa revelou que a expansão urbana aumentou as atividades antropogênicas, como descarte de águas residuais e escoamento de nutrientes que, em última análise, levou à deterioração da qualidade da água na Bacia de Pontchartrain.

8.2 Modelos de regressão

A31: Essa pesquisa teve como objetivo (1) revelar a resposta não linear da qualidade da água à mudança do padrão da paisagem e possível limiar da paisagem e (2) explorar como a relação não linear e o limiar da paisagem podem guiar estratégias de desenvolvimento da terra orientadas para a melhoria da qualidade da água a partir da perspectiva da resiliência. Para melhorar a compreensão da não linearidade e dos efeitos de limiar do padrão da paisagem na qualidade da água, os autores investigaram as relações um-para-um de vários pares de métricas da paisagem e indicadores de qualidade da água na parte superior da bacia do rio Huai, na China. Nesse estudo, o limiar foi definido como um “limiar de estado” típico, o que significa que o efeito do limiar é causado pela variação linear nos fatores de direcionamento, e não pela variação abrupta. As possíveis relações não lineares entre as métricas da paisagem e as variáveis de qualidade da água foram capturadas por três modelos de regressão, incluindo potência, exponencial e regressão quadrática. Os resultados revelaram como uma métrica de paisagem afeta múltiplas variáveis de

qualidade da água e como uma variável de qualidade de água é afetada por diferentes métricas de paisagem. No entanto, as relações não lineares, os limiares da paisagem correspondentes e a dependência espacial mostraram variabilidade evidente para pares de métricas da paisagem e variáveis de qualidade da água. Podem ocorrer conflitos entre as estratégias de gestão da paisagem para diferentes variáveis de qualidade da água como objetivo de gestão. Assim, pesquisas futuras devem considerar um índice de qualidade da água integrado ou chave como objetivo de manejo e considerar a compensação de ter como alvo diferentes características de padrão de paisagem.

8.3 Regressão baseada em filtragem espacial

A32: O objetivo nesse trabalho foi modelar parâmetros de qualidade da água, explorando o papel de diferentes fatores da paisagem e distância. Como o papel dos atributos da paisagem são incorporados por meio da ponderação da distância das variáveis preditoras, os padrões espaciais das estações de amostragem de qualidade da água foram considerados como filtros espaciais baseados em vetores próprios de Moran. Nesta abordagem, a distância máxima para selecionar uma vizinhança é determinada de forma que cada ponto de dados tenha pelo menos um vizinho. Essa análise foi realizada por meio da função de filtragem espacial do pacote *spdep* no software R. Os autores concluíram que os tratamentos ponderados por distância e as abordagens de filtragem espacial baseada em auto vetores podem ser usados complementarmente para entender os padrões espaciais dos parâmetros de qualidade da água, bem como para explorar os processos de nível de bacias hidrográficas que os afetam. Embora não fosse esperado que essas relações fossem universais, recomendam considerar o “espaço” com métodos estatísticos espaciais ao modelar a qualidade da água usando matrizes de paisagem (ponderadas).

8.4 Análise fatorial de variância (ANOVA)

A33: O objetivo desse estudo foi determinar o impacto do uso da terra na qualidade da água do rio Žitava com base nos valores de indicadores selecionados de poluição da água. Observou-se como o uso da paisagem afeta a qualidade da água. A significância das diferenças entre locais e estações foi testada com análise fatorial de variância (ANOVA). De acordo com os autores, para eliminar a poluição nesta área, é necessário respeitar os requisitos e regulamentos em vigor que fazem parte do *cross-compliance* na agricultura e garantir a proteção das águas da poluição de origem agrícola, por exemplo, criando o *buffer* zonas ao longo dos cursos de água onde fertilizantes industriais ou orgânicos que podem ser considerados como fonte potencial de poluição das águas superficiais não serão usados.

8.5 Modelagem de equações estruturais (SEM)

A34: Esse estudo teve por objetivo desenvolver um modelo de equação estrutural (SEM) para avaliar as relações entre o uso da terra, parâmetros de qualidade da água e índices de macroinvertebrados bentônicos em riachos da bacia do rio Nam-Han, Coreia do Sul. Os autores concluíram, portanto, que o uso da terra agrícola impacta significativamente o índice de qualidade química da água dos riachos. O modelo também esclarece a influência relativa de cada variável nos macroinvertebrados bentônicos. Consequentemente, os gestores de bacias hidrográficas podem ajudar a priorizar o gerenciamento de riachos mais sofisticado e o gerenciamento de poluição difusa para preservar e promover a saúde aquática dos riachos.

APÊNDICE C - Parâmetros da qualidade hídrica

Tabela 70 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B1, ano de 2011

Ponto de amostragem	CRUM02050	Mês					
		Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,9	7,2	5,9	7,6	7,3	7,6
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	420	740	360	240	225	500
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,6	6,6	7,0	6,9	7,1	7,0
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2
	Temperatura da água (°C)	24,3	22,3	21,2	20,3	22	23,5
	Fósforo total (mg/l)	< 0,02	0,500	< 0,02	0,013	0,629	0,009
	Turbidez (UNT)	31,0	35,2	23,40	18,40	19,70	16,5
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	25,6	30	24,3	22	22,2	22,7
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,1	0,1	0,1	0,1	< 0,05	< 0,05
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,37	0,45	0,48	0,53	0,56	0,65
Sólidos totais (mg/l)	94	176	95	90	< 50	69	
Ponto de amostragem	CRUM02080	Mês					
		Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,90	6,50	7,10	7,50	7,30	6,30
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	5200	3100	17000	1500	1900	2800
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,8	6,7	7,0	7,2	7,1	6,9
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2
	Temperatura da água (°C)	25,8	23,1	21,0	19,2	20,8	25,4
	Fósforo total (mg/l)	0,050	0,200	0,700	0,033	0,094	0,029
	Turbidez (UNT)	99,40	59,30	24,20	17,70	20,70	45,40
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	53,50	58,00	48,40	39,60	41,70	59,10
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,10	0,10	0,10	0,20	0,20	0,20
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,71	0,63	0,74	0,90	0,95	0,68
Sólidos totais (mg/l)	176	198	169	97	78	130	
Ponto de amostragem	CRUM02100	Mês					
		Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,00	6,70	7,30	7,70	7,00	6,40
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	2400	2600	12000	1400	760	2400
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,8	6,8	7,0	7,0	7,3	7,2
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2
	Temperatura da água (°C)	26,6	22,8	20,4	20,2	22,4	25,1
	Fósforo total (mg/l)	0,100	0,100	< 0,02	0,039	< 0,007	0,026
	Turbidez (UNT)	74,50	65,10	41,60	18,00	19,60	44,30
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	55,8	59	50,9	40,2	42,1	60,2
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,10	0,10	0,20	0,20	< 0,05	0,10
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,56	0,63	0,78	0,91	0,95	0,65
Sólidos totais (mg/l)	168	186	148	115	64	126	

Fonte: CETESB, 2012

Tabela 71 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B1, ano de 2014

Ponto de amostragem	CRUM02050	Mês					
		Jan	Mar	Maio	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,7	7,6	8,5	8,8	8,3	7,6
	Escherichia coli (UFC/100ml)	196	292	680	128	268	380
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,90	6,80	6,80	6,90	7,40	7,10
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2
	Temperatura da água (°C)	24,4	23,9	19,8	17,1	20,3	22,6
	Fósforo total (mg/l)	0,040	0,030	< 0,02	< 0,02	0,020	< 0,02
	Turbidez (UNT)	23,7	26,9	16,60	17,30	22,20	32,1
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	25,1	23,9	22,9	22,2	23,1	24,5
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,2	< 0,1	0,2	0,3	0,1	0,2
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,55	0,55	0,63	0,65	0,6	0,47
	Sólidos totais (mg/l)	100	< 50	< 50	< 50	< 50	74
Ponto de amostragem	CRUM02080	Mês					
		Jan	Mar	Maio	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,90	7,20	8,30	9,00	7,90	6,80
	Escherichia coli (UFC/100ml)	3700	5000	4500	2300	960	2000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,90	6,80	6,80	7,10	7,00	7,00
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	2	2	< 2	2	2	2
	Temperatura da água (°C)	25,0	24,2	19,1	16,8	21,6	24,4
	Fósforo total (mg/l)	0,41	0,050	0,030	0,040	0,040	0,060
	Turbidez (UNT)	59,4	30,70	11,40	14,50	13,60	28,10
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	58,5	47,8	42,5	38,8	42,3	49,1
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,20	0,10	0,30	0,30	0,40	0,50
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,60	0,77	0,86	1,03	0,93	0,73
	Sólidos totais (mg/l)	194	114	72	74	< 50	80
Ponto de amostragem	CRUM02100	Mês					
		Jan	Mar	Maio	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,00	7,20	8,30	8,90	7,80	6,60
	Escherichia coli (UFC/100ml)	4600	4100	2100	550	1400	930
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,00	6,80	6,90	6,90	7,00	7,00
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	2	< 2	< 2	< 2	2	2
	Temperatura da água (°C)	25,6	24,7	19,5	16,2	21,8	24,6
	Fósforo total (mg/l)	0,140	0,050	0,030	0,030	0,040	0,060
	Turbidez (UNT)	69,1	34,1	13,6	10,1	13,3	59,6
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	58,6	49,5	41,2	38,7	43,4	52,2
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,30	0,40	0,20	0,20	0,20	0,30
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,57	0,79	0,92	1,01	0,98	0,76
	Sólidos totais (mg/l)	182	121	57	56	< 50	117

Fonte: CETESB, 2015

Tabela 72 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B1, ano de 2017

Ponto de amostragem	CRUM02050	Mês					
		Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,8	7,9	8,6	9,3	8,9	8,2
	Escherichia coli (UFC/100ml)	296	580	92	92	220	900
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,80	7,00	6,90	7,20	6,90	6,70
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	< 2	2	< 2	< 2
	Temperatura da água (°C)	23	22,5	17,7	15	17,4	19,9
	Fósforo total (mg/l)	< 0,02	0,030	0,020	< 0,02	< 0,02	0,020
	Turbidez (UNT)	26	36	20	19	18	31
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	27,7	28,5	25,8	24,8	25,3	26,4
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,56	0,51	0,6	0,8	0,76	0,64
	Sólidos totais (mg/l)	63	115	< 50	< 50	55	< 50
Ponto de amostragem	CRUM02080	Mês					
		Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,90	3,60	8,10	8,80	8,00	7,30
	Escherichia coli (UFC/100ml)	11000	15000	1300	1600	1300	4900
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,80	6,60	7,10	7,00	6,90	6,70
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	2	< 2	2	< 2	3
	Temperatura da água (°C)	25,0	23,6	19,3	15,5	19,1	20,9
	Fósforo total (mg/l)	0,040	0,200	0,090	0,020	0,040	0,100
	Turbidez (UNT)	32,0	390,0	20,0	17,0	16,0	60,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	49,9	66	50,5	43,6	42,5	49,4
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,93	0,30	0,95	1,16	1,14	0,80
	Sólidos totais (mg/l)	100	347	51	< 50	65	87
Ponto de amostragem	CRUM02100	Mês					
		Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,00	5,80	8,30	9,10	8,20	7,70
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	2600	21000	1900	1200	850	3400
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,90	6,70	7,20	7,10	7,00	6,70
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	2	< 2	2	< 2	3
	Temperatura da água (°C)	25,7	24,0	19,1	15,8	19,3	21,1
	Fósforo total (mg/l)	0,040	0,200	0,080	0,020	0,040	0,100
	Turbidez (UNT)	37,0	350,0	26,0	18,0	17,0	70,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	50	51,1	52,3	44,3	42,8	51,1
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,90	0,24	0,94	1,16	1,14	0,76
	Sólidos totais (mg/l)	98	336	140	< 50	66	93

Fonte: CETESB, 2018

Tabela 73 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B2, ano de 2011

Ponto de amostragem	CPIV02030	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,2	8	7,6	7,4	7,5	7,4
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	7000	26000	9600	16000	9400	6200
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,6	7,0	6,7	6,7	6,7	6,8
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	3	< 2	2	2	< 2
	Temperatura da água (°C)	23,5	21,5	17	18	21	24
	Fósforo total (mg/l)	0,030	0,400	2,000	0,048	0,037	0,033
	Turbidez (UNT)	25,0	17,0	31,00	11,00	11,00	28,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	86	81	71	76	82	81
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,2	0,4	0,4	0,2	0,5	0,5
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ - (mg/l)	0,5	0,5	0,2	1	0,5	0,4
	Sólidos totais (mg/l)	101	67	76	< 100	109	< 100
Ponto de amostragem	CPIV02060	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,40	8,50	8,50	8,20	8,50	6,60
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	10000	14000	11000	16000	12000	43000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,7	7,4	6,8	7,1	6,7	7,0
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	4,00	5,00	< 2	< 2	< 2	< 2
	Temperatura da água (°C)	23,5	22,0	16,5	18,0	20,5	23,0
	Fósforo total (mg/l)	< 0,02	0,200	< 0,02	0,027	0,030	0,029
	Turbidez (UNT)	46,00	43,00	11,00	9,00	16,00	38,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	149	168	125	124	137	134
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,20	0,20	0,20	0,20	0,30	0,08
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ - (mg/l)	2,00	1,00	0,40	2,00	2,00	1,00
	Sólidos totais (mg/l)	146,00	143,00	94,00	< 100	162,00	128,00
Ponto de amostragem	CPIV02100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	2,10	1,30	2,30	< 0,4	1,00	0,50
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	3600000	6400000	3300000	2600000	5900000	17000000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	7,1	6,8	6,9	6,7	7,0
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	17	41	67	56	102	35
	Temperatura da água (°C)	24,0	22,0	16,5	19,0	23,0	24,0
	Fósforo total (mg/l)	0,080	0,700	0,800	0,708	1,580	0,525
	Turbidez (UNT)	39,00	27,00	50,00	23,00	45,00	60,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	250	222	262	287	308	224
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,20	3,00	6,00	8,00	9,00	3,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ - (mg/l)	0,80	0,70	0,10	< 0,01	0,20	0,40
	Sólidos totais (mg/l)	200	170	212	219	288	192

Tabela 73 - Continuação

Ponto de amostragem	CPIV02130	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	4,50	6,70	6,20	5,90	5,40	5,90
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	6200	4200	201	25000	10000	3500
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,0	7,4	7,2	7,3	7,0	7,4
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	5	9	8	13	10	5
	Temperatura da água (°C)	25,0	23,0	17,0	19,5	22,0	24,0
	Fósforo total (mg/l)	0,200	0,200	0,300	0,243	0,843	0,148
	Turbidez (UNT)	49,00	32,00	20,00	15,00	11,00	63,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	195	192	240	307	412	175
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,90	1,00	3,00	5,00	11,00	0,60
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,90	1,00	0,30	1,00	0,90	0,90
Sólidos totais (mg/l)	177	145	156	183	252	177	
Ponto de amostragem	CPIV02160	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	3,40	3,50	1,10	< 0,4	0,60	3,00
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	62000	290000	100	1000000	1200000	87000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	7,3	7,2	7,2	7,1	7,1
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	5	10	16	30	48	8
	Temperatura da água (°C)	26,0	23,5	19,0	22,0	25,0	26,0
	Fósforo total (mg/l)	0,100	0,300	1,000	0,919	2,710	0,447
	Turbidez (UNT)	30,00	37,00	18,00	18,00	30,00	49,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	344	333	487	568	635	334
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	4,00	4,00	11,00	14,00	21,00	3,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	2,00	2,00	0,10	< 0,01	< 0,2	2,00
Sólidos totais (mg/l)	234	233	252	305	402	248	
Ponto de amostragem	CPIV02200	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	3,30	2,30	4,00	1,00	0,40	1,80
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	4800	68000	1300	310000	550000	23000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,0	7,3	7,3	7,4	7,3	7,1
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	9	11	8	13	42	6
	Temperatura da água (°C)	26,0	24,0	18,0	22,0	24,0	26,5
	Fósforo total (mg/l)	0,500	0,500	0,020	0,775	3,190	0,374
	Turbidez (UNT)	39,00	39,00	12,00	17,00	23,00	59,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	343	335	450	531	676	302
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	4,00	4,00	11,00	14,00	19,00	3,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	2,00	2,00	0,09	1,00	< 0,2	2,00
Sólidos totais (mg/l)	248	246	228	282	427	245	

Fonte: CETESB, 2012

Tabela 74 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B2, ano de 2014

Ponto de amostragem	CPIV02030	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,3	6,6	7,3	6,1	7,2	7,1
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	79000	380000	2700	2700	13000	24000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	7,0	6,8	7,1	6,8	6,7
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	2	13	3	3
	Temperatura da água (°C)	25	22,9	18,1	16,9	20,5	25
	Fósforo total (mg/l)	0,030	0,030	0,040	0,100	0,100	0,050
	Turbidez (UNT)	9,0	8,0	7,00	5,00	7,00	11,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	104	91	88	181	105	119
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,5	0,5	0,4	0,5	0,3	0,3
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ . (mg/l)	0,8	0,7	0,7	2	0,8	0,6
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	109	120	< 100	< 100
Ponto de amostragem	CPIV02060	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,20	6,80	7,80	4,00	5,80	5,50
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	6000	8400	4500	4400	2900	12000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,2	7,0	7,0	7,1	7,0	6,9
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	2,00	10,00	7,00	4,00
	Temperatura da água (°C)	26,0	23,0	17,5	17,3	19,1	23,9
	Fósforo total (mg/l)	0,060	0,060	0,070	0,100	0,200	0,070
	Turbidez (UNT)	13,00	11,00	5,00	5,00	5,00	23,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	194,00	155,00	147,00	180,00	198,00	188,00
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,70	0,60	0,30	0,50	0,40	0,50
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ . (mg/l)	2,00	2,00	2,00	2,00	1,00	0,90
	Sólidos totais (mg/l)	134	111	116	119	123	130
Ponto de amostragem	CPIV02100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	7900000	4300000	2000000	1000000	3600000	6000000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,1	7,0	6,9	7,2	7,0	6,9
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	38	55	92	118	96	62
	Temperatura da água (°C)	26,0	25,0	19,8	19,3	22,5	25,2
	Fósforo total (mg/l)	2,000	2,000	2,000	2,000	4,000	1,000
	Turbidez (UNT)	31,00	30,00	50,00	43,00	54,00	48,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	361	450	396	628	598	370
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	13,00	11,00	14,00	8,00	32,00	8,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ . (mg/l)	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
	Sólidos totais (mg/l)	199	295	287	430	326	251

Tabela 74 - Continuação

Ponto de amostragem	CPIV02130	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	3,50	4,30	3,90	4,90	1,00	4,70
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	1400	7800	6800	110000	23000	1300
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,4	7,3	7,2	7,4	7,2	7,1
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	9	8	9	35	16	7
	Temperatura da água (°C)	26,0	22,7	18,3	17,9	19,8	25,3
	Fósforo total (mg/l)	0,500	0,400	0,400	2,000	1,000	0,300
	Turbidez (UNT)	29	17	12	61	17	41
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	356	365	385	493	535	300
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	6,00	6,00	10,00	10,00	20,00	4,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,90	0,50	0,20	0,30	< 0,2	0,30
	Sólidos totais (mg/l)	220,00	218,00	212,00	375,00	274,00	189,00
Ponto de amostragem	CPIV02160	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	1,40	0,80	< 0,4	< 0,4	5,40	1,40
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	1600000	820000	740000	1000000	68000	200000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,4	7,5	7,3	7,4	7,4	7,2
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	26	22	36	40	17	18
	Temperatura da água (°C)	30,0	27,0	21,8	21,4	25,5	27,8
	Fósforo total (mg/l)	2,000	2,000	3,000	2,000	3,000	1,000
	Turbidez (UNT)	19,00	16,00	20,00	20,00	10,00	18,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	674	655	727	770	785	563
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	19,00	21,00	27,00	59,00	25,00	11,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,20	2,00
	Sólidos totais (mg/l)	358	333	383	392	405	309
Ponto de amostragem	CPIV02200	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,30	< 0,4	0,80	1,20	3,80	1,30
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	85000	430000	520000	200000	5400	21000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,7	7,5	7,4	7,5	7,5	7,1
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	15	19	21	24	12	6
	Temperatura da água (°C)	31,0	22,1	21,3	20,9	24,1	26,7
	Fósforo total (mg/l)	2,000	3,000	3,000	3,000	2,000	0,700
	Turbidez (UNT)	14,00	21,00	14,00	12,00	7,00	38,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	649	633	687	795	777	482
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	19,00	22,00	24,00	30,00	25,00	8,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,07	0,30	0,30
	Sólidos totais (mg/l)	329	338	356	404	374	294

Fonte: CETESB, 2015

Tabela 75 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B2, ano de 2017

Ponto de amostragem	CPIV02030	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,2	6	8,1	8,4	7,2	7
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	44000	16000	13000	350000	110000	32000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,1	7,2	7,3	7,3	6,8	7,1
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	4	3	< 2	2	3	3
	Temperatura da água (°C)	24,3	21,5	18,1	19,8	21,5	24,3
	Fósforo total (mg/l)	0,050	0,040	< 0,02	0,050	0,040	0,050
	Turbidez (UNT)	19,0	16,0	10,00	5,00	9,00	8,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	92	83	98	79	81,5	87,9
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,6	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,6	0,7	0,9	0,8	0,6	0,6
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ponto de amostragem	CPIV02060	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,90	6,00	8,00	7,90	7,30	6,80
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	18000	3700	1600	5900	7500	6000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,2	7,5	7,2	7,3	7,3	7,4
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	5,00	< 2	2,00	2,00	3,00	3,00
	Temperatura da água (°C)	23,1	20,0	18,6	18,5	21,4	23,8
	Fósforo total (mg/l)	0,200	0,060	0,060	0,070	0,060	0,060
	Turbidez (UNT)	163,00	19,00	13,00	8,00	16,00	16,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	144,00	145,00	162,00	147,00	142,10	71,10
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,00	2,00	2,00	2,00	1,00	1,00
	Sólidos totais (mg/l)	248	120	114	118	142	112
Ponto de amostragem	CPIV02100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,80	4,70	5,20	1,30	2,20	2,10
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	310000	62000	62000	28000	59000	1800000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,2	7,4	7,4	7,3	7,5	7,5
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	9	5	9	12	10	21
	Temperatura da água (°C)	24,5	21,0	18,0	19,9	22,4	26,0
	Fósforo total (mg/l)	0,500	0,400	0,800	1,000	0,600	1,000
	Turbidez (UNT)	343,00	49,00	140,00	10,00	21,00	18,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	185	284	300	296	309,1	324,6
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	1,00	4,00	6,00	9,00	7,00	8,17
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,00	2,00	2,00	0,50	0,60	0,50
	Sólidos totais (mg/l)	388	220	294	172	224	174

Tabela 75 - Continuação

Ponto de amostragem	CPIV02130	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,10	5,50	7,80	5,50	5,70	5,30
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	21000	21000	1200	25000	1800	367
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,3	7,5	7,4	7,4	7,5	7,5
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	5	6	4	6	5	8
	Temperatura da água (°C)	24,3	20,8	18,8	19,3	22,0	24,2
	Fósforo total (mg/l)	0,200	0,200	0,100	0,600	0,200	0,300
	Turbidez (UNT)	214,00	35,00	15,00	15,00	22,00	26,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	171	228	239	317	214,5	285,9
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,60	2,00	2,00	4,00	3,00	3,37
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,90	2,00	2,00	2,00	2,00	1,00
	Sólidos totais (mg/l)	332	184	158	214	184	180
Ponto de amostragem	CPIV02160	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,40	3,90	3,90	2,70	4,10	3,20
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	120000	26000	38000	74000	10000	20000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,3	7,4	7,2	7,4	7,5	7,6
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	9	6	7	10	8	9
	Temperatura da água (°C)	27,1	22,0	18,8	22,0	23,7	29,0
	Fósforo total (mg/l)	0,500	0,700	0,900	2,000	0,700	0,600
	Turbidez (UNT)	184,00	18,00	12,00	9,00	13,00	17,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	263	379	467	567	414,7	531
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	3,00	7,00	9,00	7,00	11,00	10,20
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,00	3,00	3,00	0,40	2,00	2,00
	Sólidos totais (mg/l)	328	246	270	294	262	284
Ponto de amostragem	CPIV02200	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	4,00	3,20	4,10	2,90	3,40	4,10
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	58000	21000	20000	4200	2100	6000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,1	7,3	7,3	7,4	7,5	7,5
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	8	6	6	6	7	5
	Temperatura da água (°C)	26,5	22,0	19,5	22,0	24,1	28,0
	Fósforo total (mg/l)	0,500	0,600	0,700	1,000	0,600	0,300
	Turbidez (UNT)	234,00	29,00	17,00	9,00	22,00	24,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	210	374	443	539	381,3	422,3
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	2,00	6,00	9,00	15,00	10,00	6,21
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,90	3,00	3,00	0,70	2,00	2,00
	Sólidos totais (mg/l)	382	256	260	302	260	244

Fonte: CETESB, 2018

Tabela 76 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B3, ano de 2011

Ponto de amostragem	JUMI00100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,2	8,1	7,2	7,9	7,4	7,7
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	7200	3200	39000	231	1400	820
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,7	6,4	7,1	6,7	6,9	6,8
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2	3	< 2
	Temperatura da água (°C)	22	19,5	15	16	22	22
	Fósforo total (mg/l)	0,100	0,100	0,100	< 0,007	0,082	< 0,007
	Turbidez (UNT)	11,00	9,00	9,00	31,00	92,00	18,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	81	74	70	72	76	72
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,4	< 0,05	0,3	0,3	0,2	0,3
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,00	0,90	0,20	0,40	1,00	0,80
	Sólidos totais (mg/l)	62	68	63	74	181	< 100
Ponto de amostragem	JUMI00250	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,90	7,80	7,90	7,30	6,50	7,90
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	1300	310	165	4000	520	425
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	6,7	7,1	6,9	6,9	6,9
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2	2,00	< 2
	Temperatura da água (°C)	23,0	20,0	15,0	18,0	21,0	22,0
	Fósforo total (mg/l)	0,100	0,100	0,080	< 0,007	0,013	0,009
	Turbidez (UNT)	23,00	19,00	16,00	9,00	32,00	69,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	73,00	71,00	69,00	70,00	78,00	74,00
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,30	< 0,05	0,30	0,20	0,20	0,30
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,50	0,50	0,10	0,90	0,40	0,40
	Sólidos totais (mg/l)	64	69	61	62	< 100	108
Ponto de amostragem	JUMI00500	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,60	8,50	8,10	7,90	7,10	6,90
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	22000	2600	60000	62000	3100	21000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	6,8	7,2	7,0	7,0	6,6
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	8	2	< 2	2	4	6
	Temperatura da água (°C)	23,0	20,0	15,0	16,0	22,0	22,0
	Fósforo total (mg/l)	0,100	0,200	0,050	0,046	0,061	0,572
	Turbidez (UNT)	26,00	22,00	12,00	20,00	121,00	39,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	84	83	84	87	80	85
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,10	0,09	0,40	0,40	0,10	0,20
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,8	0,9	0,2	0,8	0,9	0,7
	Sólidos totais (mg/l)	108	92	69	173	193	< 100

Tabela 76 - Continuação

Ponto de amostragem	JUMI00800	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,40	7,90	8,00	8,30	6,90	7,80
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	430	104	86	20	116	204
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,8	6,8	7,0	7,4	6,9	6,9
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2	3	< 16
	Temperatura da água (°C)	26,0	23,0	18,0	17,0	24,0	26,0
	Fósforo total (mg/l)	0,100	0,300	0,070	< 0,007	0,012	0,009
	Turbidez (UNT)	40,00	6,00	11,00	7,00	320,00	50,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	83	93	93	91	86	81
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,20	0,20	0,30	< 0,05	0,10	0,20
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,06	0,10	0,05	0,40	0,40	0,60
	Sólidos totais (mg/l)	156	72	73	67	< 100	100

Fonte: CETESB, 2012

Tabela 77 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B3, ano de 2014

Ponto de amostragem	JUMI00100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,9	7,9	8,4	8	7,6	7,6
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	1300	1900	420	2100	1800	310
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	7,1	6,8	7,1	7,1	7,0
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	2	< 2	< 2	2	2	< 2
	Temperatura da água (°C)	28	24,3	17,9	19,8	22,8	25,4
	Fósforo total (mg/l)	0,090	0,080	0,090	0,060	0,050	0,060
	Turbidez (UNT)	45,0	56,0	40,00	51,00	43,00	62,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	91	85	131	81	108	97
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,3	< 0,1	0,3	< 0,1	0,6	0,2
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	1	1	1	1	1	0,92
	Sólidos totais (mg/l)	102	132	116	129	126	139
Ponto de amostragem	JUMI00250	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,20	6,80	7,70	7,20	3,90	4,90
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	640	230	172	1900	2000	300
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	7,1	6,8	7,0	7,1	7,0
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	2,00	< 2	< 2	< 2	3,00	< 2
	Temperatura da água (°C)	26,0	22,6	16,2	19,1	20,2	22,7
	Fósforo total (mg/l)	0,050	< 0,02	< 0,02	0,070	0,020	< 0,02
	Turbidez (UNT)	36,00	31,00	14,00	46,00	38,00	47,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	90,00	83,00	83,00	79,00	103,00	98,00
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,20	< 0,1	0,20	< 0,1	0,20	0,40
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,70	0,30	0,40	0,90	0,60	0,37
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	103	113	135

Tabela 77 - Continuação

Ponto de amostragem	JUMI00500	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,10	6,90	6,10	7,80	7,60	7,10
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	2000	7300	2000	680	1400	1200
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,0	7,1	6,9	7,1	7,1	7,2
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	3	< 2	< 2	< 2	< 2
	Temperatura da água (°C)	26,0	24,0	17,4	18,5	21,5	24,0
	Fósforo total (mg/l)	0,100	0,100	0,080	0,090	0,080	0,070
	Turbidez (UNT)	89,00	108,00	68,00	91,00	89,00	125,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	92	90	86	79	99	101
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,20	0,10	0,30	< 0,1	0,10	0,30
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	1,00	0,90	1,00	1,00	1,00	0,87
	Sólidos totais (mg/l)	130	146	144	163	156	162
Ponto de amostragem	JUMI00800	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,60	7,20	8,20	9,80	8,10	7,80
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	4	12	29	13	9	13
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	7,2	6,9	7,5	7,6	7,4
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	3	< 2	< 2	< 2	3	< 2
	Temperatura da água (°C)	30,0	25,4	18,5	21,6	21,7	26,5
	Fósforo total (mg/l)	0,020	< 0,02	0,030	< 0,02	< 0,02	< 0,02
	Turbidez (UNT)	13,00	11,00	6,00	6,00	4,00	7,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	81	89	87	78	91	93
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,20	0,10	0,10	0,20	0,20	0,20
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,60	0,50	0,50	0,50	0,20	0,41
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100

Fonte: CETESB, 2015

Tabela 78 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B3, ano de 2017

Ponto de amostragem	JUMI00100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,5	8,2	9	8	7,6	7,4
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	6300	12000	24000	3100	320	100000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,2	7,2	7,4	7,2	7,5	7,8
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	2	< 2	< 2	< 2	2	2
	Temperatura da água (°C)	22,6	19,4	22,5	16,6	22,5	19,9
	Fósforo total (mg/l)	< 0,02	0,020	0,040	< 0,02	0,090	< 0,02
	Turbidez (UNT)	12,0	9,0	7,00	12,00	38,00	7,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	83	69	64	76	79,9	71,7
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	2	1	1	1	1	1
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	< 100	108	< 100

Tabela 78 - Continuação

Ponto de amostragem	JUMI00250	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,40	7,70	8,40	8,20	6,80	7,00
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	288	370	55	98	88	192
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,1	7,4	7,3	7,3	7,0	7,4
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	2,00	4,00	< 2	< 2	< 2	< 2
	Temperatura da água (°C)	23,3	21,0	17,6	16,5	20,3	21,6
	Fósforo total (mg/l)	< 0,02	0,020	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
	Turbidez (UNT)	26,00	15,00	9,00	16,00	9,00	13,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	77,00	78,00	72,00	76,00	72,40	75,00
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,50	0,30	0,40	0,50	0,30	0,50
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ponto de amostragem	JUMI00500	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	7,10	7,00	8,00	8,20	7,40	6,60
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	4000	1000	11000	4300	1400	3100
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,0	7,3	7,1	7,2	7,0	7,6
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	5	8	< 2	< 2	2	2
	Temperatura da água (°C)	23,7	30,0	19,9	16,3	21,1	21,3
	Fósforo total (mg/l)	< 0,02	0,040	0,020	< 0,02	0,100	< 0,02
	Turbidez (UNT)	29,00	14,00	11,00	13,00	85,00	10,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	95	97	91	91	71,9	89,7
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	1,00	0,70	1,00	0,90	0,80	0,70
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	< 100	152	< 100
Ponto de amostragem	JUMI00800	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	10,80	8,00	10,40	9,80	5,00	8,80
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	10	11	2	1	< 1	34
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	9,3	7,3	7,1	7,3	7,2	8,3
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	< 2	2	< 2	< 2	< 2	< 2
	Temperatura da água (°C)	30,2	20,0	20,4	19,5	22,0	23,9
	Fósforo total (mg/l)	< 0,02	0,020	< 0,02	< 0,02	0,020	< 0,02
	Turbidez (UNT)	9,00	2,00	3,00	2,00	17,00	5,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	96	102	95	95	87,2	88,9
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	< 0,2	< 0,2	0,20	0,20	0,30	0,20
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	110	< 100	< 100	< 100	< 100

Fonte: CETESB, 2018

Tabela 79 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B4, ano de 2011

Ponto de amostragem	IRIS02100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	3	6,1	7,7	6,7	5	4,7
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	13000	3300	440	6200	980	440
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,5	6,5	6,5	6,6	6,7	6,5
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	4	< 2	< 2	< 2	2	< 2
	Temperatura da água (°C)	23	19	16,5	17	20	21
	Fósforo total (mg/l)	0,300	0,300	0,900	0,017	0,028	0,014
	Turbidez (UNT)	8,0	6,0	4,00	4,00	6,00	6,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	47	43	40	42	50	49
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,3	< 0,05	0,3	0,2	0,2	0,2
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,2	0,2	0,05	0,2	< 0,2	0,1
	Sólidos totais (mg/l)	49	53	45	62	< 100	< 100
Ponto de amostragem	IRIS02200	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,40	7,20	6,10	5,00	5,20	5,30
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	8200	1900	170000	160000	94000	5000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,5	6,5	6,5	6,6	6,7	6,6
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	2,00	4,00	74,00	7,00	< 16	3,00
	Temperatura da água (°C)	23,0	19,0	17,0	17,0	21,0	23,0
	Fósforo total (mg/l)	0,200	0,400	0,200	0,658	0,215	0,130
	Turbidez (UNT)	11,00	10,00	40,00	13,00	13,00	12,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	74,00	88,00	206,00	158,00	104,00	125,00
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,60	0,20	3,00	0,40	0,20	0,50
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	0,40	0,40	0,07	0,40	0,30	0,60
	Sólidos totais (mg/l)	65	89	184	135	106	157
Ponto de amostragem	IRIS02250	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	4,60	5,00	2,60	1,80	2,70	3,50
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	2300	980	270000	26000	9800	6600
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,8	6,5	6,8	6,7	6,6	6,8
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	10	9	26	13	9	6
	Temperatura da água (°C)	24,0	20,0	17,0	17,0	23,0	23,0
	Fósforo total (mg/l)	0,200	0,300	0,300	0,730	0,892	0,168
	Turbidez (UNT)	46,00	36,00	14,00	15,00	41,00	17,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	125	125	201	255	182	170
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	2,00	1,00	5,00	5,00	3,00	2,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ (mg/l)	1,00	1,00	0,05	0,20	0,20	0,40
	Sólidos totais (mg/l)	145	183	136	148	144	132

Tabela 79 - Continuação

Ponto de amostragem	IRIS02400	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	4,90	4,80	4,40	2,70	1,90	4,40
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	2900	2700	400	1100	2000	4700
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,8	6,6	6,6	6,7	6,8	6,7
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	6	11	6	9	36	11
	Temperatura da água (°C)	24,0	20,0	17,0	17,0	22,0	23,0
	Fósforo total (mg/l)	0,400	0,300	0,200	0,946	1,180	0,203
	Turbidez (UNT)	48,00	38,00	25,00	25,00	66,00	38,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	126	124	125	203	220	161
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	2,00	0,70	2,00	6,00	5,00	1,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	2,00	1,00	0,20	0,80	0,30	1,00
	Sólidos totais (mg/l)	170	142	116	142	193	148

Fonte: CETESB, 2012

Tabela 80 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B4, ano de 2014

Ponto de amostragem	IRIS02100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	3,4	4,9	6,1	6	6,3	< 0,4
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	308	176	230	86	100000	80000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,6	6,8	6,9	6,6	6,8	6,7
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	9	< 2	< 2	2	6	50
	Temperatura da água (°C)	25	18,3	15,6	18	22,8	24,5
	Fósforo total (mg/l)	0,040	0,020	< 0,02	0,040	0,300	0,070
	Turbidez (UNT)	7,0	5,0	3,00	5,00	47,00	125,0
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	54	50	45	54	156	117
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,2	0,1	0,4	0,2	3	2
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	< 0,2
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	< 100	135	158
Ponto de amostragem	IRIS02200	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	4,00	7,00	5,50	3,50	1,30	0,50
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	1400	840	200	36	520	54000000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,8	6,8	6,9	6,8	6,7	6,8
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	14,00	14,00	28,00	3,00	23,00	151,00
	Temperatura da água (°C)	25,0	19,4	16,7	18,8	24,0	24,1
	Fósforo total (mg/l)	0,200	0,100	0,080	0,400	0,900	2,000
	Turbidez (UNT)	73,00	21,00	11,00	12,00	39,00	105,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	332,00	352,00	520,00	370,00	844,00	617,00
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	1,00	0,80	2,00	1,00	3,00	13,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,30	0,30	0,20	< 0,2	< 0,2	< 0,2
	Sólidos totais (mg/l)	284	259	353	244	627	471

Tabela 80 - Continuação

Ponto de amostragem	IRIS02250	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	1,40	4,90	0,60	1,20	1,90	0,50
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	4400	128	560	256	13000	74000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,1	7,0	7,1	6,9	7,1	7,0
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	41	11	32	32	20	40
	Temperatura da água (°C)	25,0	18,9	17,3	19,7	22,2	24,0
	Fósforo total (mg/l)	3,000	0,200	2,000	1,000	2,000	0,600
	Turbidez (UNT)	23,00	20,00	15,00	20,00	40,00	23,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	423	298	593	479	516	448
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	13,00	7,00	15,00	15,00	12,00	7,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	< 0,2	3,00	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
	Sólidos totais (mg/l)	278	184	351	277	215	244
Ponto de amostragem	IRIS02400	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	2,80	4,70	2,20	1,60	2,10	2,50
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	2300	800	520	155	51000	46000
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,1	7,0	7,3	7,1	7,1	7,1
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	14	8	18	8	13	38
	Temperatura da água (°C)	25,0	18,9	16,8	18,5	22,7	23,4
	Fósforo total (mg/l)	0,800	0,700	2,000	2,000	1,000	1,000
	Turbidez (UNT)	24,00	21,00	10,00	12,00	43,00	25,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	314	335	468	432	427	382
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	10,00	8,00	23,00	20,00	14,00	8,00
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,30	1,00	0,40	< 0,2	< 0,2	0,29
	Sólidos totais (mg/l)	244	198	230	201	258	228

Fonte: CETESB, 2015

Tabela 81 - Parâmetros da qualidade hídrica da sub-bacia hidrográfica B4, ano de 2017

Ponto de amostragem	IRIS02100	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,4	6	8	8,3	6,8	6,1
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	610	3400	280	136	330	112
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,0	6,9	7,0	7,2	6,6	7,0
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	3	< 2	< 2	2	< 2	< 2
	Temperatura da água (°C)	23,5	21,5	17	17,4	17,8	24,4
	Fósforo total (mg/l)	0,030	0,070	< 0,02	0,020	0,040	0,050
	Turbidez (UNT)	9,00	6,00	5,00	6,00	6,00	6,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	50	54	43	43	44,8	45
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,1
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100

Tabela 81 - Continuação

Ponto de amostragem	IRIS02200	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	4,90	5,30	7,60	4,40	6,40	6,20
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	22000	200000	5200	10000	310000	700
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,1	6,9	6,8	7,0	7,2	7,4
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	5,00	12,00	3,00	10,00	17,00	4,00
	Temperatura da água (°C)	22,5	21,5	17,7	17,2	18,3	22,9
	Fósforo total (mg/l)	0,100	0,400	0,300	0,200	0,600	0,080
	Turbidez (UNT)	15,00	10,00	10,00	7,00	15,00	5,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	82,00	113,00	88,00	164,00	172,50	166,10
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,5	1,00	< 0,5	1,00	5,00	< 0,1
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ - (mg/l)	0,40	0,80	0,80	0,40	0,40	0,80
	Sólidos totais (mg/l)	< 100	< 100	< 100	124	136	126
Ponto de amostragem	IRIS02250	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	6,00	4,30	5,00	5,00	3,80	4,80
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	210000	620	400	324	25000	800
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	7,2	6,9	6,9	7,0	7,0	7,5
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	8	5	6	6	10	10
	Temperatura da água (°C)	22,9	22,5	18,4	17,3	18,7	23,5
	Fósforo total (mg/l)	0,300	0,200	0,500	0,200	0,300	0,800
	Turbidez (UNT)	37,00	12,00	12,00	10,00	15,00	8,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	148	123	144	229	186,3	297,6
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	1,00	2,00	3,00	6,00	5,00	8,53
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ - (mg/l)	0,50	0,80	0,70	0,60	0,30	0,70
	Sólidos totais (mg/l)	124	< 100	< 100	146	216	186
Ponto de amostragem	IRIS02400	Mês					
		Fev	Abr	Jun	Ago	Out	Dez
Parâmetro	Oxigênio dissolvido - OD (mg/l)	5,70	4,50	5,90	5,20	4,90	4,00
	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	11000	2000	2800	840	920	1300
	Potencial hidrogeniônico - pH (adimensional)	6,9	7,0	7,0	7,1	7,2	7,5
	Demanda bioquímica de oxigênio - DBO (mg/l)	7	5	6	4	6	9
	Temperatura da água (°C)	23,3	21,6	17,7	17,3	18,3	23,1
	Fósforo total (mg/l)	0,300	0,400	0,600	0,300	0,500	0,900
	Turbidez (UNT)	79,00	23,00	17,00	11,00	24,00	14,00
	Condutividade Elétrica - CE (µS/cm)	109	150	166	205	165,2	281,3
	Nitrogênio Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,90	2,00	4,00	5,00	6,00	9,71
	Nitrogênio Nitrato - NO ₃ - (mg/l)	0,60	1,00	2,00	2,00	0,70	1,00
	Sólidos totais (mg/l)	170	118	110	136	148	148

Fonte: CETESB, 2018

APÊNDICE D - Respostas modelos mistos

Tabela 82 - Respostas

Parâmetros	OD	CT	pH	DBO	TP	FT	TB	CE	NA	NN	ST
Ano	***	n.s.	***	***	***	***	***	***	***	***	***
qui-quadrado	35,733	5,654	93,626	23,729	68,582	24,153	1,124	40,694	25,299	24,517	24,510
p-valor	> 0.001	0,059	> 0.001	> 0.001	> 0.001	> 0.001	> 0.001	> 0.001	> 0.001	> 0.001	> 0.001
Bacia	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
qui-quadrado	7,879	2,616	4,982	4,277	6,194	3,938	1,996	1,231	3,365	0,594	0,689
p-valor	0,049	0,455	0,173	0,233	0,103	0,268	0,573	0,746	0,339	0,898	0,876
Precipitação	**	*	*	n.s.	***	n.s.	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
qui-quadrado	9,697	4,879	3,893	0,907	207,225	2,067	12,792	0,589	2,600	0,004	2,227
p-valor	0,002	0,027	0,048	0,341	> 0.001	0,150	> 0.001	0,443	0,107	0,949	0,136
Bacia:ano	*	*	***	**	**	**	**	***	**	**	***
qui-quadrado	15,582	13,518	38,889	21,572	19,338	18,889	22,134	30,511	21,083	21,798	28,298
p-valor	0,016	0,036	> 0.001	0,001	0,004	0,004	0,001	> 0.001	0,002	0,001	> 0.001
Bacia:precipitação	n.s.	***	*	**	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
qui-quadrado	2,513	17,487	9,587	12,213	21,631	4,680	1,301	2,367	6,451	2,850	1,716
p-valor	0,473	> 0.001	0,022	0,007	> 0.001	0,197	0,729	0,500	0,092	0,415	0,633

Tabela 83 - Fatores fixos

Fatores	OD	CT	pH	DBO	TP	FT	TB	CE	NA	NN	ST
	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor
ano2014	0,267	0,999	0,641	0,996	0,834	0,652	0,849	0,974	0,948	0,875	0,243
ano2017	0,184	1,000	0,494	0,979	> 0.001	0,659	0,044	0,998	0,838	0,519	0,451
Bacia2	1,000	1,000	0,714	0,107	0,699	1,000	0,879	0,395	0,264	0,808	1,000
Bacia3	1,000	1,000	0,542	0,914	0,059	1,000	0,691	0,889	0,982	0,801	1,000
Bacia4	1,000	1,000	0,037	0,448	0,037	1,000	0,517	0,754	0,713	0,722	1,000
Precipitação	0,084	1,000	0,007	0,997	> 0.001	0,869	0,024	0,867	0,993	0,253	0,094
ano2014:Bacia2	0,023	0,940	0,164	0,406	0,011	0,006	0,909	0,014	> 0.001	0,327	0,012
ano2017:Bacia2	0,984	0,450	> 0.001	0,077	0,001	0,710	0,617	0,780	0,538	> 0.001	0,293
ano2014:Bacia3	0,132	0,996	0,018	0,933	> 0.001	0,848	0,365	0,815	0,950	0,479	0,076
ano2017:Bacia3	0,586	0,998	> 0.001	0,923	0,001	0,939	0,009	0,950	0,943	0,975	0,407
ano2014:Bacia4	> 0.001	> 0.001	0,001	0,010	0,016	0,039	0,391	> 0.001	0,031	0,636	> 0.001
ano2017:Bacia4	0,965	0,648	> 0.001	0,660	0,003	0,986	0,081	0,884	0,836	0,725	0,513
Bacia2:Precipitação	0,633	0,531	0,979	0,394	> 0.001	0,046	0,677	0,140	0,016	> 0.001	0,208
Bacia3:Precipitação	0,540	0,999	0,017	0,825	0,003	0,902	0,375	0,958	0,982	0,464	0,944
Bacia4:Precipitação	0,227	> 0.001	0,035	0,003	0,001	0,892	0,879	0,805	0,736	0,496	0,640

APÊNDICE E - Cartas de transição do uso e cobertura da terra

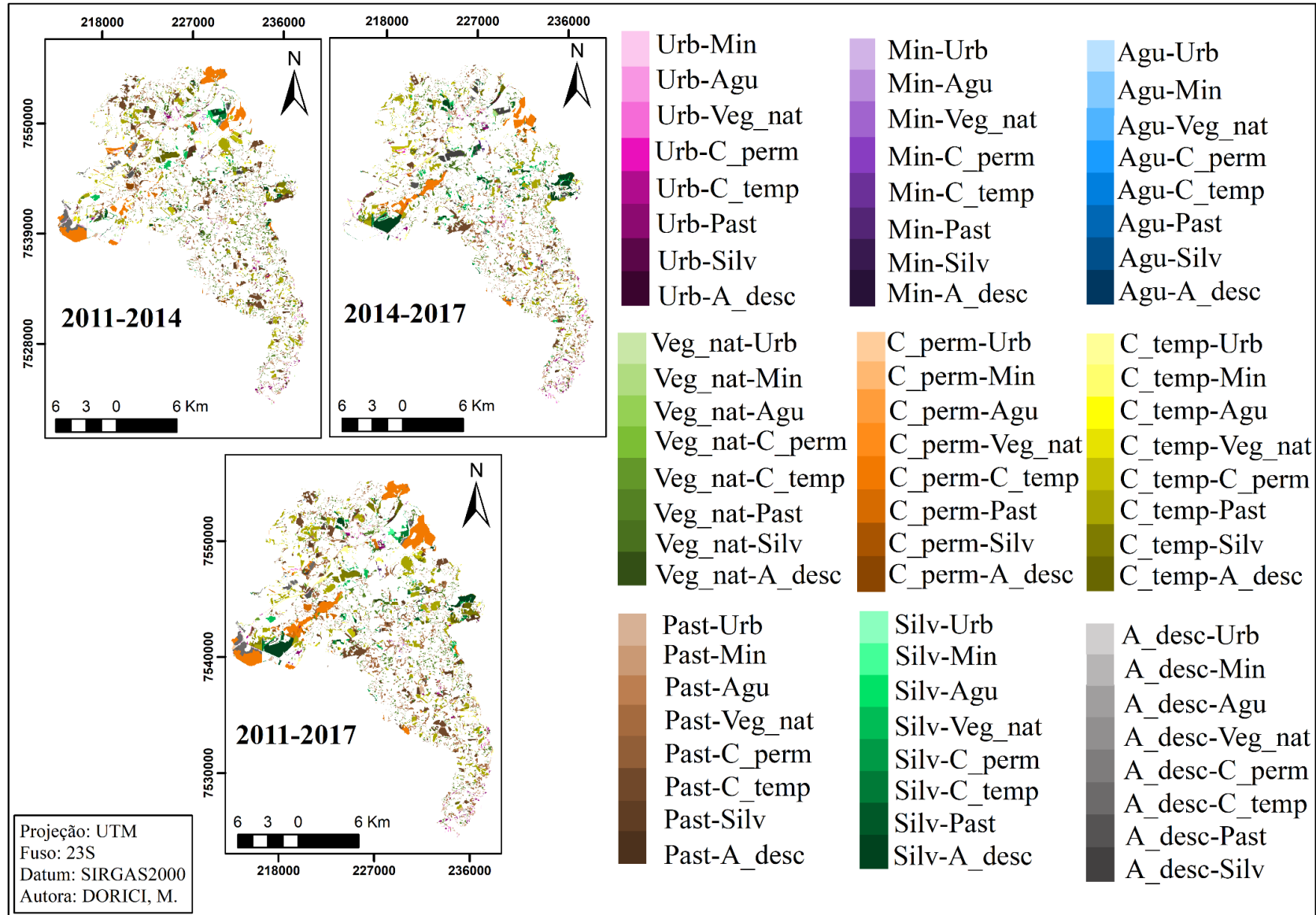


Figura 35 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1

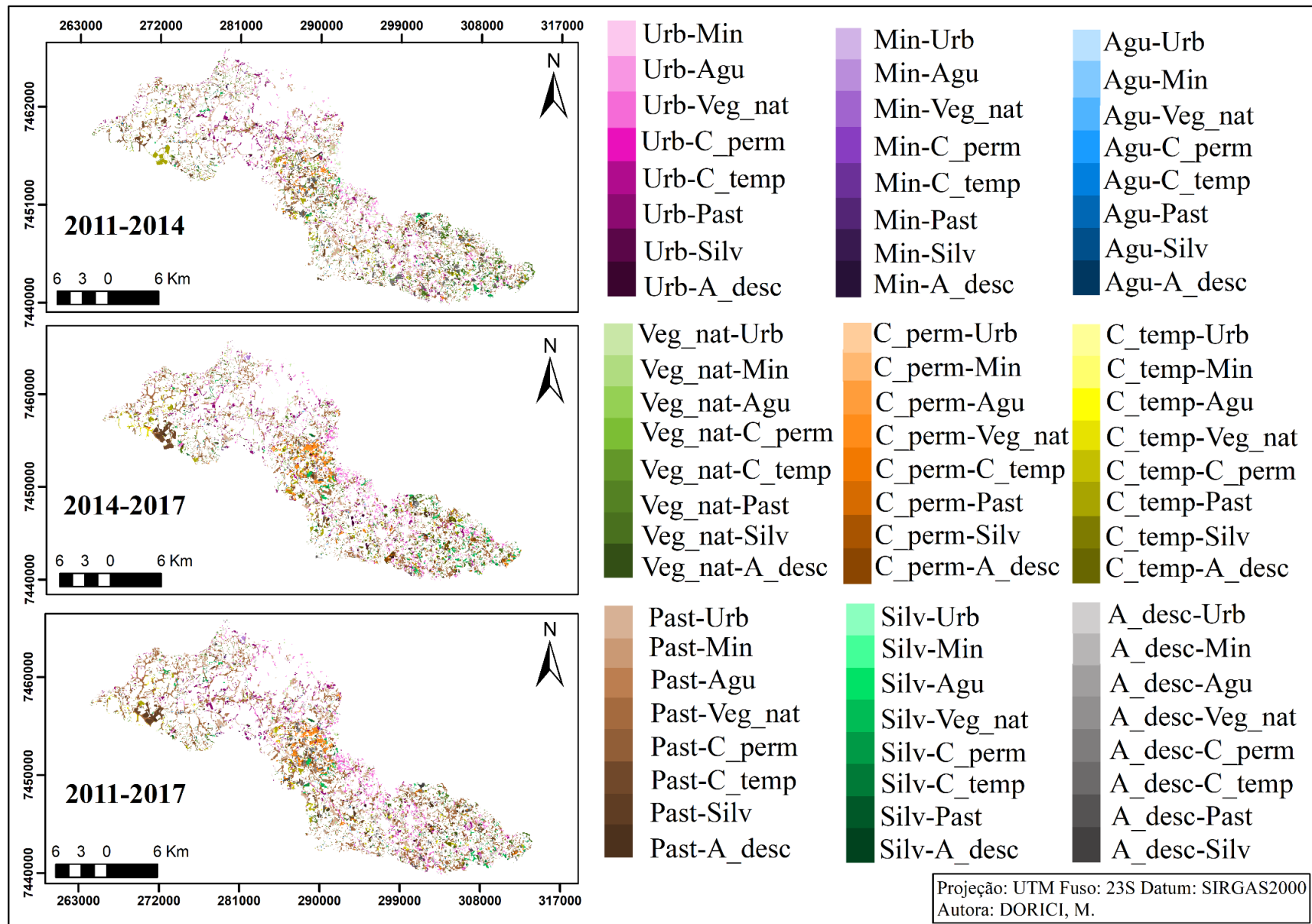


Figura 36 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2

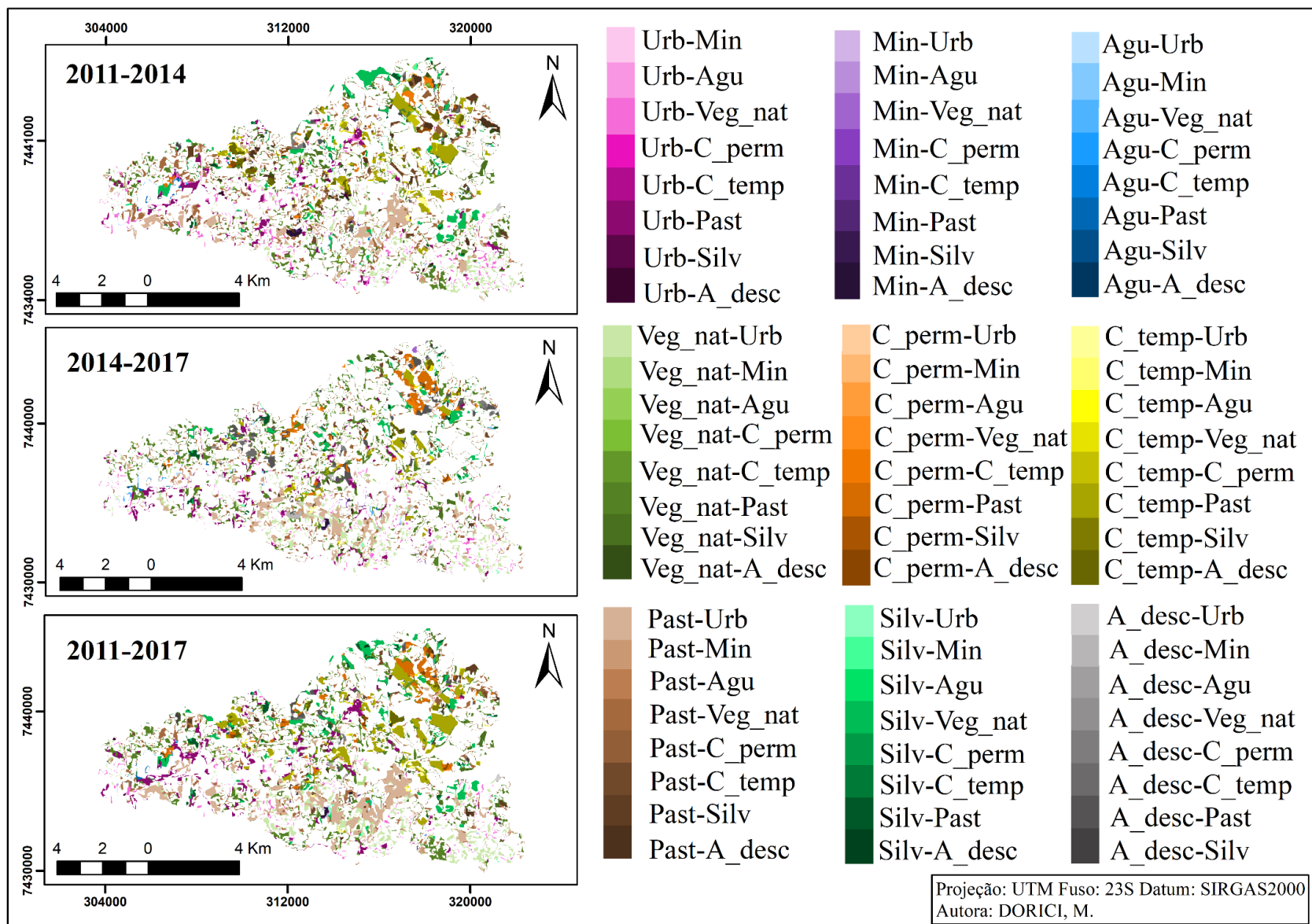


Figura 37 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3

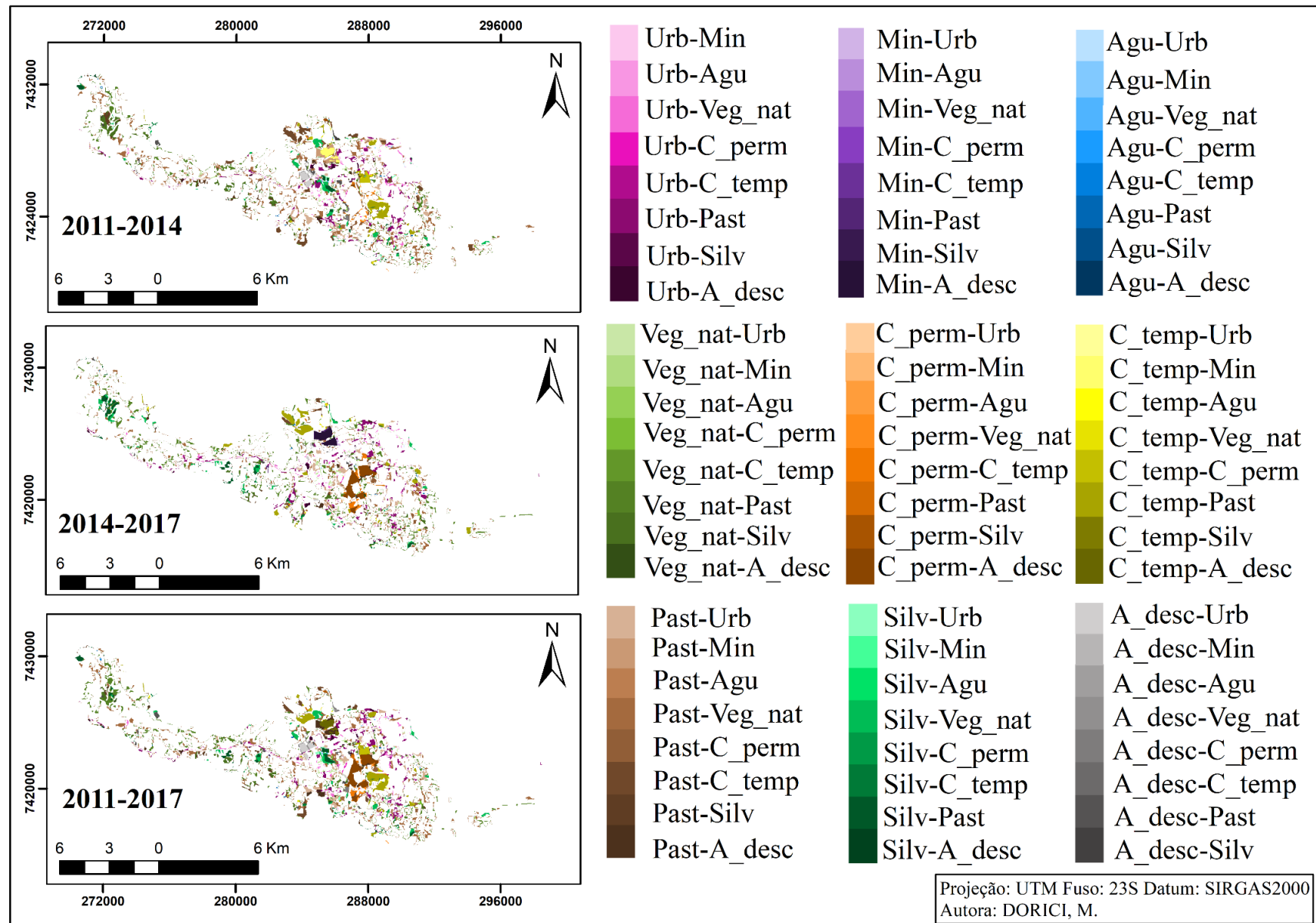


Figura 38 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4

APÊNDICE F - Tabelas de transição do uso e cobertura da terra

Tabela 84 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1

Transições em hectares									
2011	2014								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,01		44,22	1,43	20,67	119,27	9,88	5,97
Min	0,02			6,74		1,17	5,23		
Agu	0,89			3,00	0,20	2,20	5,79	0,11	
Veg_nat	60,16	4,28	4,38		42,64	159,43	1028,03	294,26	47,35
C_perm	16,31		0,08	65,99		943,35	103,86	18,83	60,98
C_temp	80,69	15,00	0,55	273,37	128,96		1069,31	202,54	181,63
Past	197,44	9,11	8,15	1231,44	94,46	924,62		418,29	76,93
Silv	7,75	5,68	0,10	280,26	2,47	65,49	80,37		126,81
A_desc	14,01		0,02	28,29	14,44	276,87	56,12	66,36	
2014	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,01	0,01	58,36	10,28	37,86	151,99	11,85	5,14
Min	0,31		0,09	3,13		1,87	20,05	0,03	
Agu	0,21			5,33		0,58	8,37	0,57	0,69
Veg_nat	43,13	18,87	9,05		13,18	164,29	949,86	274,52	25,12
C_perm	3,57		0,52	59,60		559,56	125,25	32,54	26,17
C_temp	108,33	15,02	4,08	200,25	53,96		1159,61	111,24	56,89
Past	221,99	5,06	11,71	1428,64	10,49	726,53		134,02	50,04
Silv	13,01	1,45	1,12	353,85	2,58	59,45	261,15		576,85
A_desc	21,04			58,83	8,63	36,87	112,38	263,8	
2011	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb			0,09	50,28	5,13	24,43	133,44	9,17	2,71
Min	0,24			5,07		0,74	14,49		
Agu	0,42			6,29		0,53	6,7	1,15	0,09
Veg_nat	41,76	3,49	8,52		5,48	137,08	998,55	230,67	52,43
C_perm	22,76			79,16		1380,31	223,51	47,61	8,02
C_temp	135,59	24,81	2,35	249,94	77,79		1541,81	340,38	167,52
Past	291,10	5,61	11,56	1726,18	37,78	937,33		362,21	72,64
Silv	13,61	22,50	0,75	295,31	1,71	105,64	161,16		428,45
A_desc	31,71		3,80	28,52	0,59	273,49	72,45	38,4	

Tabela 85 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2

Transições em hectares									
2011	2014								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		9,27	17,87	650,07	17,55	23,32	936,3	19,47	48,28
Min	3,38			6,59		0,23	8,84		3,83
Agu	13,84			45,49	2,27	0,85	40,83	4,78	0,8
Veg_nat	380,95	5,72	22,54		131,17	81,64	1076,96	397,98	33,33
C_perm	18,14		0,94	93,31		56,58	141,27	1,67	55,87
C_temp	25,02	9,71	0,46	56,93	50,44		449,96	1,95	31,4
Past	1542,16	20,15	33,97	2307,83	255,63	462,91		129,18	201,92
Silv	17,37	2,52	1,16	207,45	20,90	6,94	86,7		13,34
A_desc	179,06	14,01	1,62	118,61	210,72	324,08	304,76	26,79	
2014	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		8,01	7,74	1090,26	8,60	26,79	951,21	11,34	111,49
Min	9,09		13,79	13,56	0,59	0,92	7,14	0,17	2,69
Agu	16,03			53,16	0,93	0,05	17,86	0,87	0,33
Veg_nat	398,81	3,97	22,85		37,82	48,80	860,91	187,73	95,9
C_perm	19,97		0,44	497,90		46,82	165,75	1,61	184,89
C_temp	43,90	1,22	0,70	205,92	44,61		370,15	4,3	271,06
Past	970,24	11,06	27,01	3520,44	106,27	481,82		158,13	245,8
Silv	15,85	0,01	2,44	509,01	5,16	3,6	74,34		5,27
A_desc	89,60	1,06	0,14	77,45	55,07	39,52	179,14	10,28	
2011	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		13,54	8,94	1201,87	8,35	14,72	862,41	13,95	69
Min	5,49		13,78	14,32		0,03	9,99		4,35
Agu	12,88			78,79	1,05	0,14	22,88	1,21	0,63
Veg_nat	310,22	4,47	17,31		33,10	58,37	583,48	183,78	85,34
C_perm	24,66	0,05	0,42	394,19		29,39	121,57	1,31	72,9
C_temp	38,96	10,04	1,08	157,17	36,93		288,44	1,75	77,97
Past	1426,26	23,39	27,56	4572,64	117,92	425,01		183,46	271,34
Silv	15,83	2,70	2,40	311,16	21,22	2,75	70		5,28
A_desc	164,34	9,64	1,70	212,86	88,45	119,07	286,42	30,05	

Tabela 86 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3

Transições em hectares									
2011	2014								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		0,66	6,51	174,38	1,29	3,25	222,97	2,91	11,61
Min	0,84			2,62		0,11	3,56		13,75
Agu	3,03			8,27	0,06	0,38	8,39		0,46
Veg_nat	208,12	11,56	12,02		25,48	33,20	526,51	102,99	36,53
C_perm	0,93		0,01	16,23		28,46	37,63	2,28	28,16
C_temp	22,98	1,34	0,84	41,27	30,54		291	12,4	101,59
Past	404,35	16,71	10,96	518,01	45,08	69,34		63,03	99,77
Silv	2,54	3,47	2,36	282,03	4,76	3,55	39,68		6,24
A_desc	7,73	0,71		13,17	20,61	3,44	30,14	10,55	
2014	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		1,62	1,99	100,77	0,04	1,11	232,28	0,8	3,52
Min	5,54			7,84			6,61		7,17
Agu	9,09			9,90	0,06	0,03	10,29	1,48	0,03
Veg_nat	310,92	4,86	8,60		4,00	9,61	654,96	70,83	9,74
C_perm	1,55		0,08	25,41		12,58	161,79	0,68	11,58
C_temp	12,10		0,21	23,35	1,08		167,8	0,88	23,87
Past	373,78	8,45	10,55	299,82	4,05	34,51		15,89	20,61
Silv	7,23			142,26	2,40	0,71	49,13		2,94
A_desc	12,47	22,64	0,58	24,57	14,61	28,44	164,6	3,1	
2011	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
Urb		1,05	7,65	95,68	0,04	0,43	291,06	0,76	2,42
Min	4,75			1,41			4,02		8,13
Agu	4,45			7,14		0,12	8,92	0,31	0,18
Veg_nat	358,33	13,40	12,15		9,60	13,16	701,55	68,33	12,13
C_perm	0,31		0,04	23,11		3,12	161,74	1,88	21,72
C_temp	23,56	0,80	0,07	39,68	1,53		452,33	10,31	40,17
Past	607,81	22,81	4,28	361,73	17,51	43,98		44,87	28,9
Silv	10,91		0,16	306,21	2,29	2,88	72,49		5,65
A_desc	6,45	4,24	0,02	13,66	7,62	2,23	52,24	12,64	

Tabela 87 - Transições do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4

Transições em hectares									
2011	2014								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
	Urb	4,73	1,20	54,24	3,14	2,47	182,88	2,47	17,36
	Min	0,25					0,19		
	Agu	1,87		5,16	0,25	0,02	7,98		
	Veg_nat	37,15	2,12	2,69	7,13	6,73	283,82	127,71	1,55
	C_perm	1,18		0,27	14,04		0,10	16,43	2,24
	C_temp	4,47	45,22	0,25	13,16	36,58		139,93	1,17
	Past	213,46	43,74	7,02	564,12	29,47	161,61		71,25
	Silv	9,52		1,30	111,80		5,37	55,17	
A_desc	44,47			10,81	9,94	0,19	33,4	10,19	
2014	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
	Urb		1,42	3,14	47,16	2,11	0,19	197,19	2,14
	Min	4,13			1,06		0,07	9,43	
	Agu	0,34			2,54			6,42	0,01
	Veg_nat	43,00		6,21		11,65	5,90	431,98	52,36
	C_perm	2,82		0,14	14,31		17,92	22,58	0,15
	C_temp	2,65		0,25	9,82			164,32	3,12
	Past	158,24	0,62	8,73	299,32	31,90	46,00	24,44	24,44
	Silv	3,96		0,02	98,38		2,45	97,2	
A_desc	12,92		0,03	1,86	1,91		20,23	1,72	
2011	2017								
	Urb	Min	Agu	Veg_nat	C_perm	C_temp	Past	Silv	A_desc
	Urb		1,24	3,47	64,43	3,89	1,54	200,69	2,17
	Min				0,07			1,66	
	Agu	1,11			5,23		0,21	6,66	0,01
	Veg_nat	30,97		5,13		9,87	4,65	372,08	81,59
	C_perm	2,17		0,84	14,35		10,56	18,34	1,87
	C_temp	5,49		0,21	8,72	32,91		179,61	0,62
	Past	195,50	1,52	8,95	507,36	30,50	77,01		46,43
	Silv	15,32		1,14	115,28	1,66	3,84	88,39	
A_desc	46,38			17,35	8,07	0,20	37,14	1,03	

APÊNDICE G - Cartas de perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra

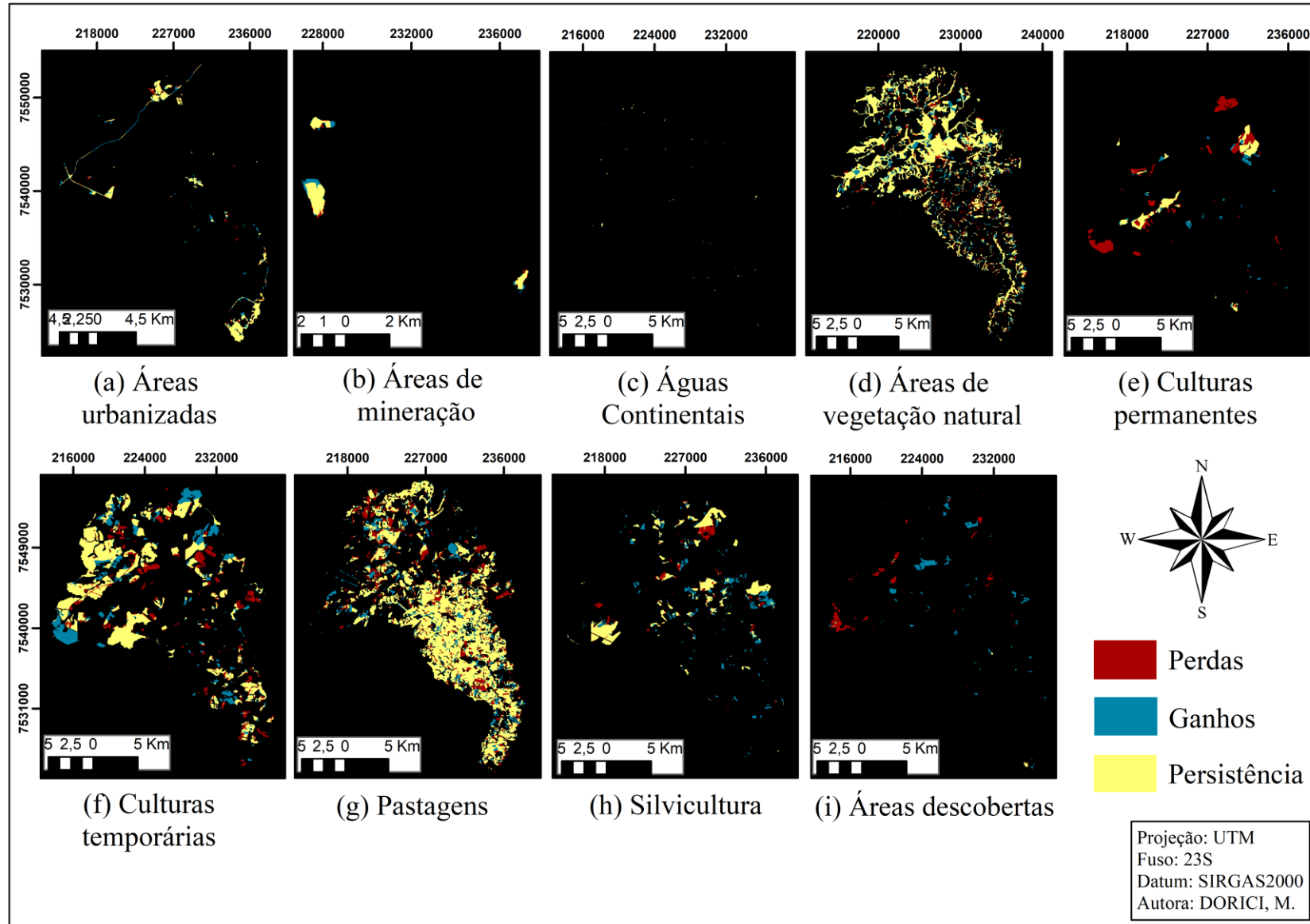


Figura 39 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1 entre 2011 e 2014

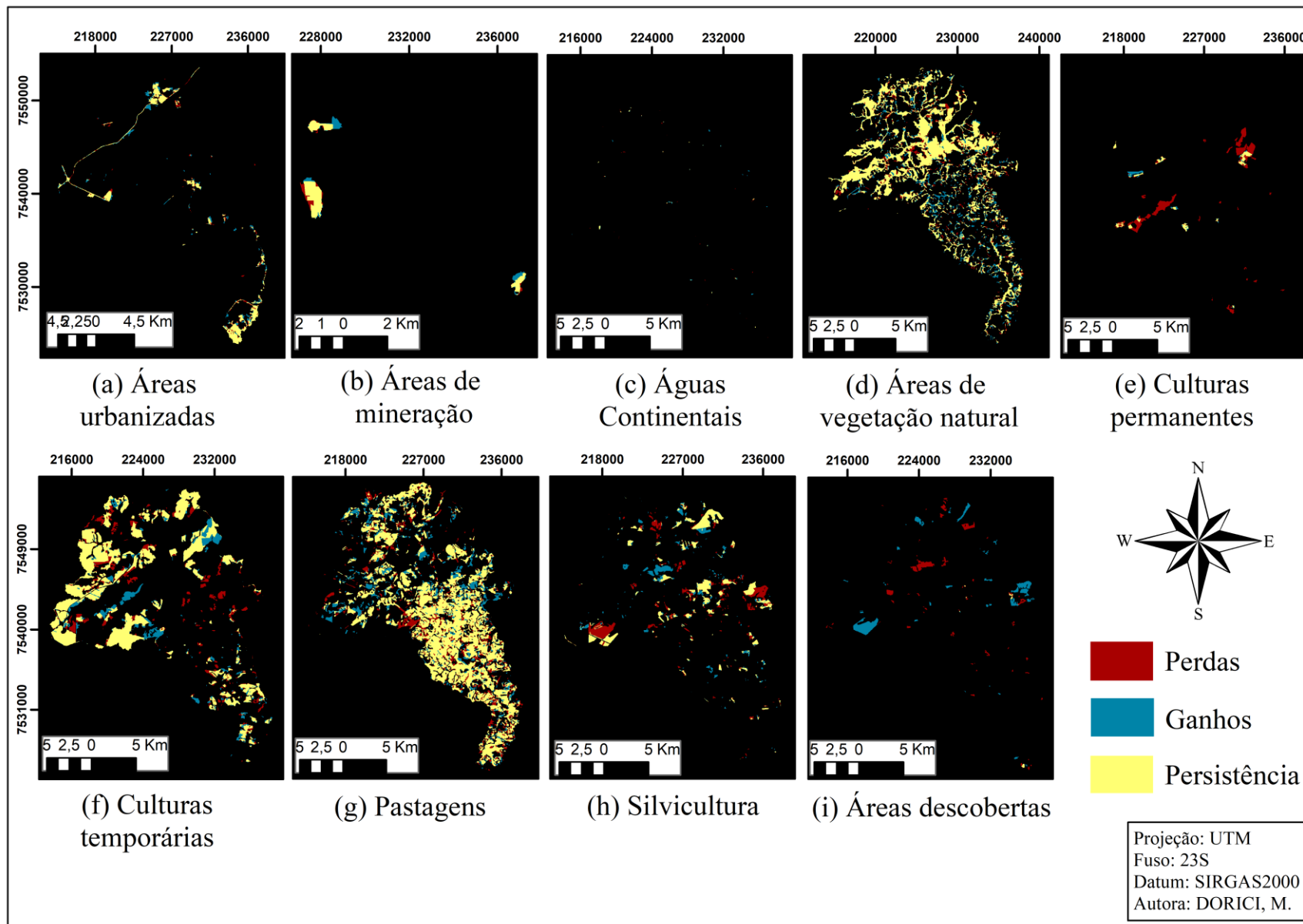


Figura 40 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1 entre 2014 e 2017

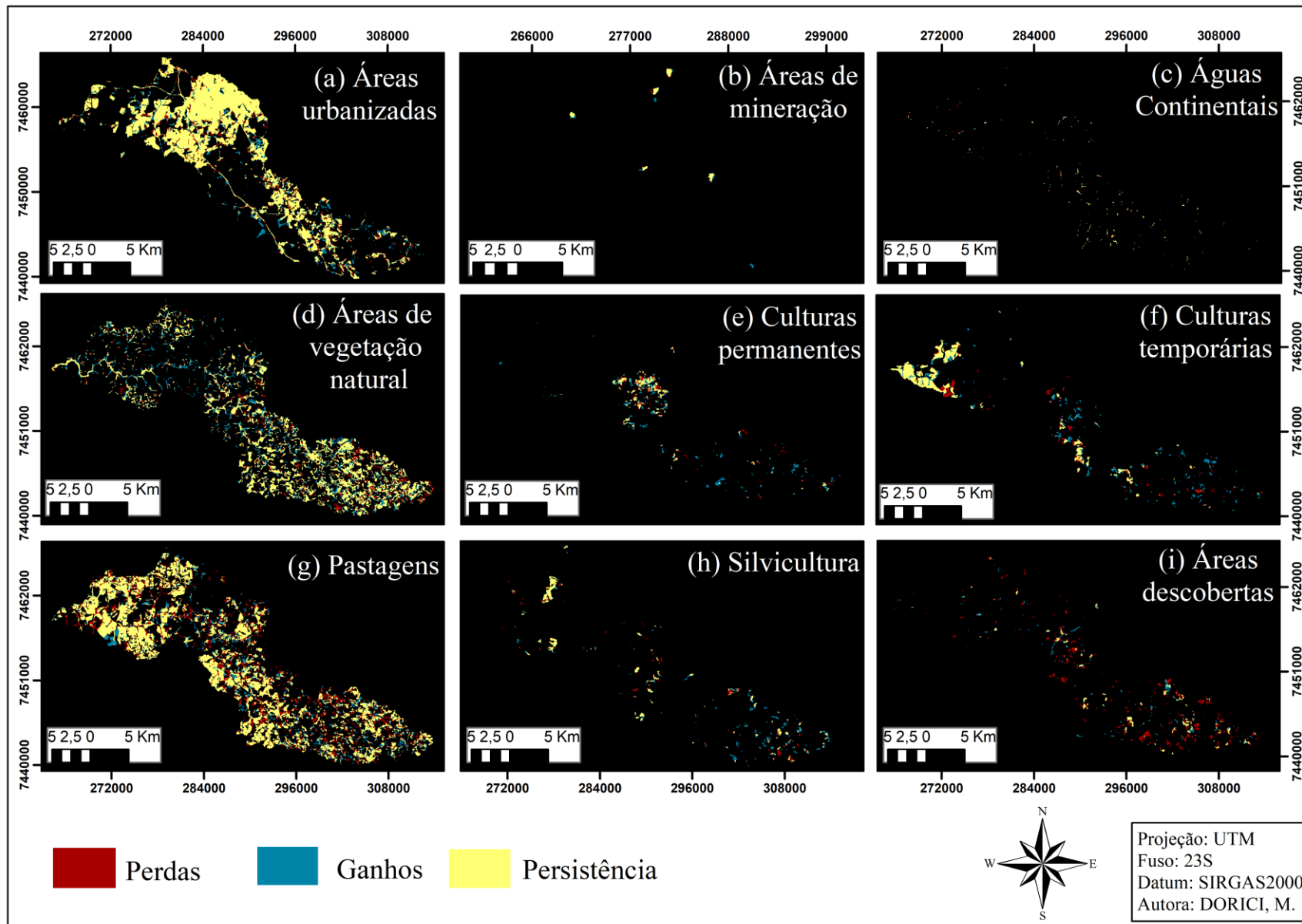


Figura 41 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2 entre 2011 e 2014

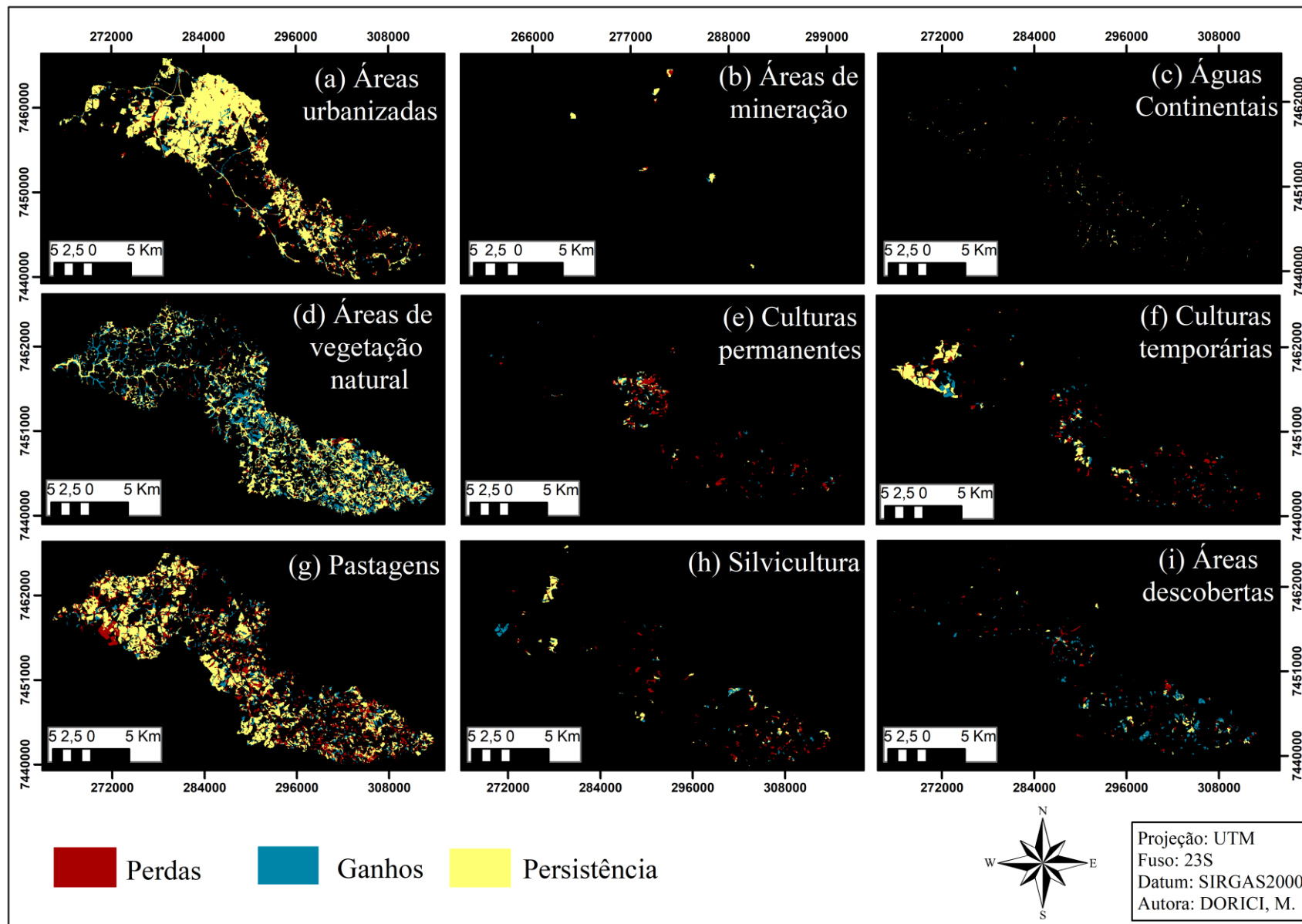


Figura 42 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2 entre 2014 e 2017

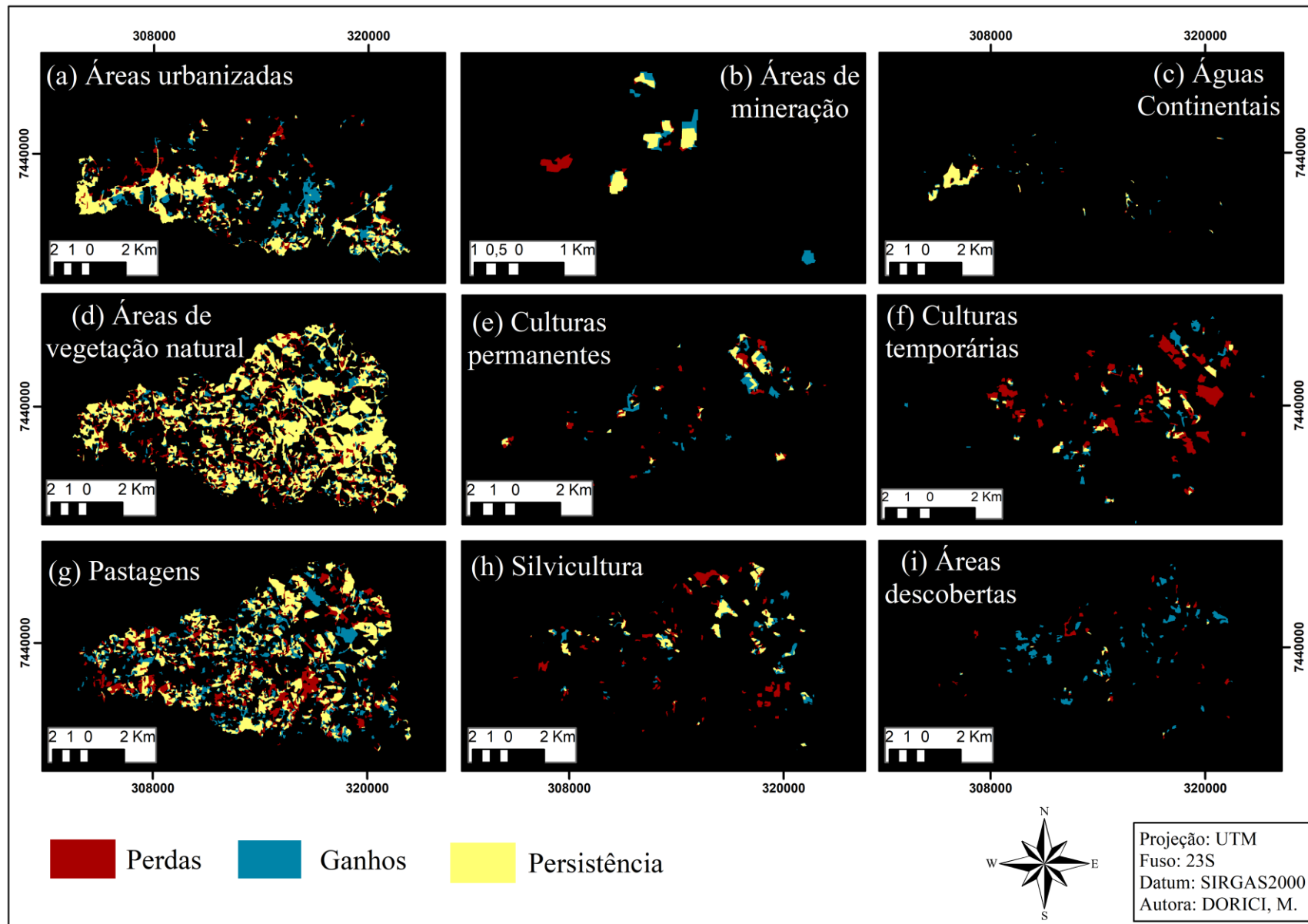


Figura 43 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3 entre 2011 e 2014

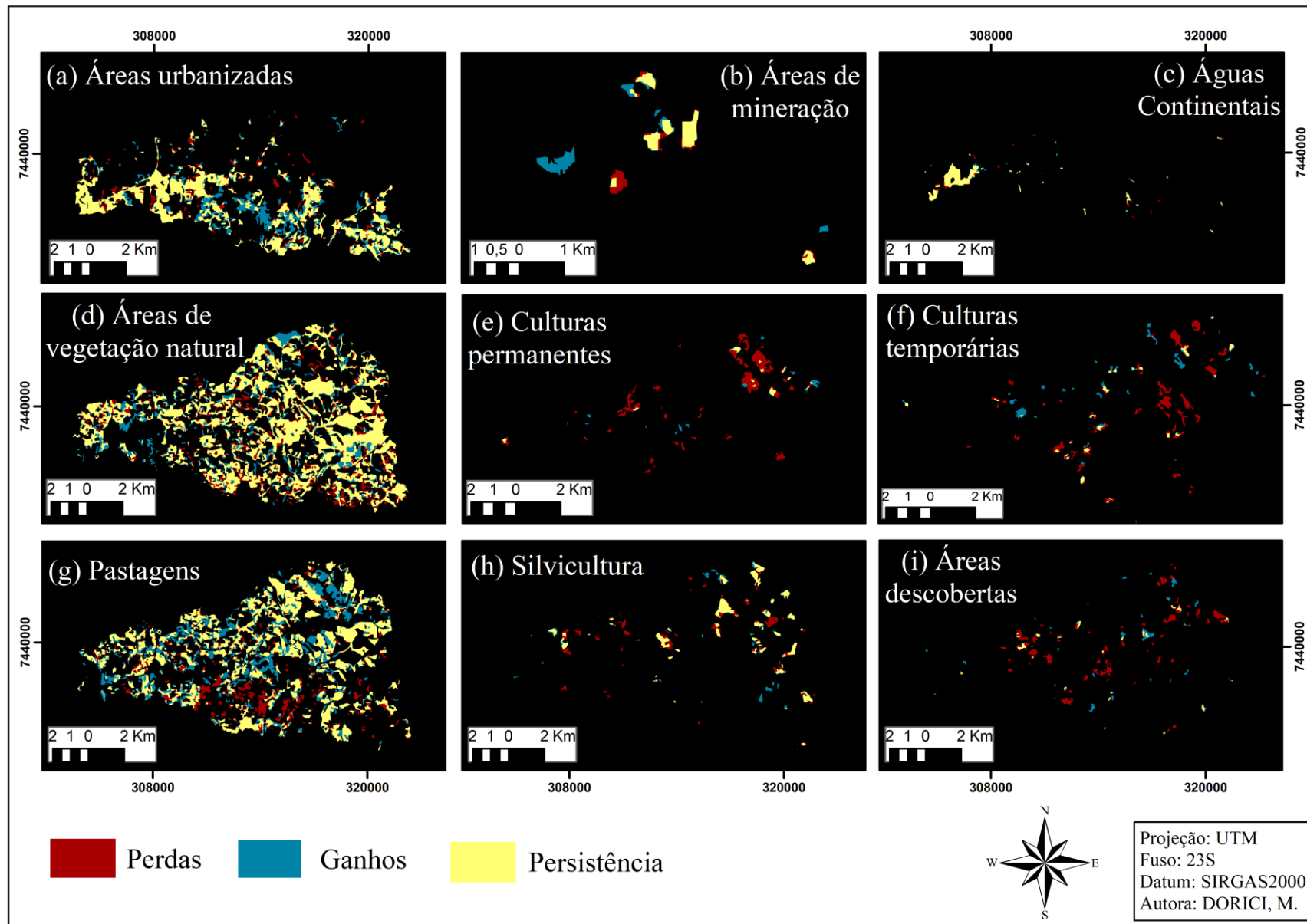


Figura 44 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3 entre 2014 e 2017

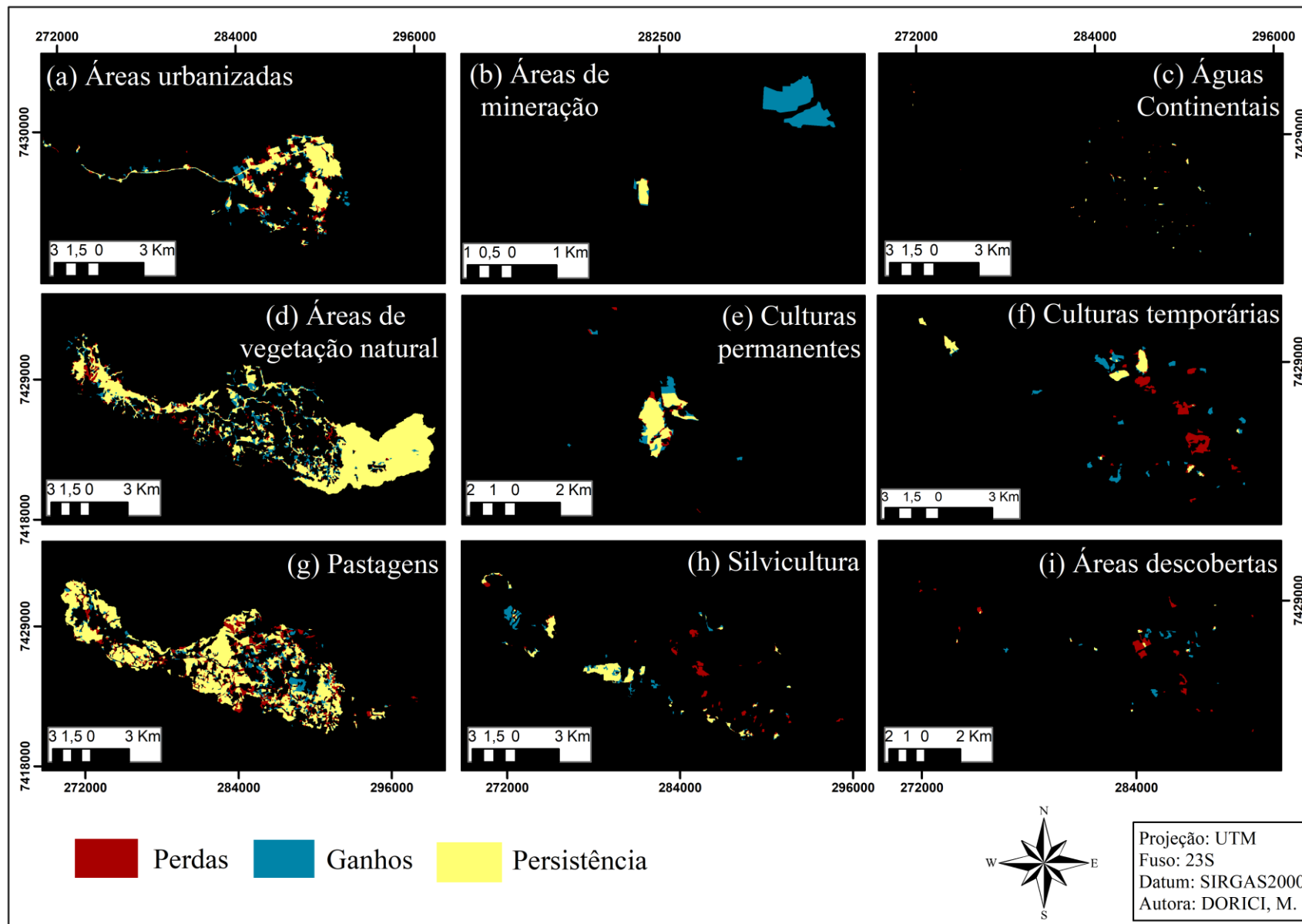


Figura 45 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4 2011 e 2014

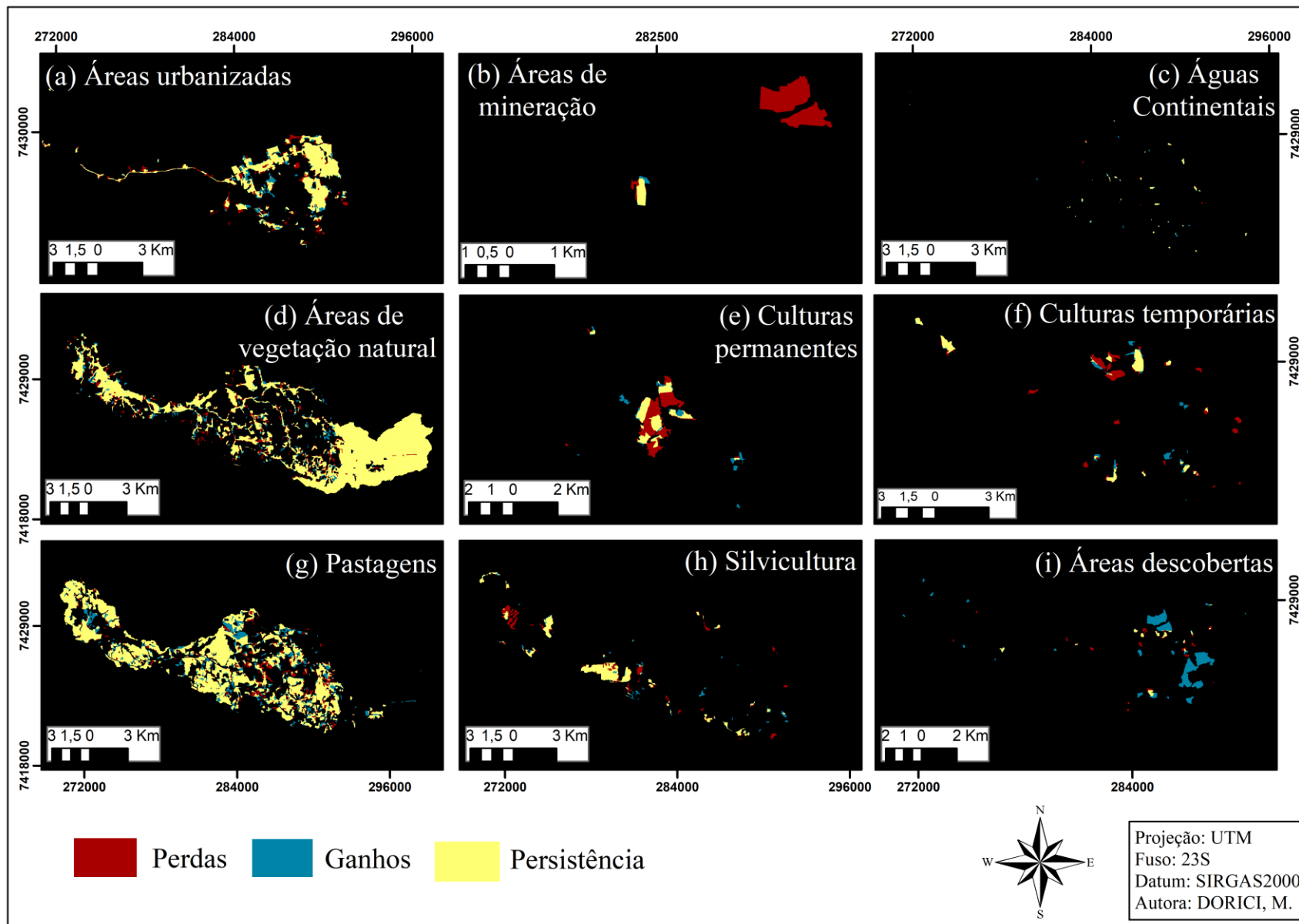


Figura 46 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4 2014 e 2017

APÊNDICE H - Tabelas de perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra

Tabela 88 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B1

Perdas, ganhos e permanência em hectares									
Classes	2011-2014			2014-2017			2011-2017		
	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência
Urb	201,45	377,26	1079,92	275,50	411,60	1181,70	225,25	537,19	1056,11
Min	13,16	34,08	135,15	25,48	40,41	143,76	20,54	56,41	127,76
Agu	12,19	13,27	24,37	15,75	26,58	21,89	15,18	27,08	21,39
Veg_nat	1640,53	1933,30	8142,60	1498,02	2168,00	8577,90	1477,98	2440,76	8305,14
C_perm	1209,40	284,60	769,36	807,21	99,12	246,73	1761,37	128,48	217,37
C_temp	1952,05	2393,79	6220,69	1709,38	1587,02	6905,09	2540,19	2859,54	5632,57
Past	2960,44	2468,00	11586,40	2588,48	2788,64	11465,90	3444,41	3152,11	11102,5
Silv	568,93	1010,27	1849,91	1269,46	828,57	1590,71	1029,13	1029,57	1389,71
A_desc	456,11	499,67	26,43	501,55	740,90	24,55	448,96	731,87	33,58

Tabela 89 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B2

Perdas, ganhos e permanência em hectares									
Classes	2011-2014			2014-2017			2011-2017		
	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência
Urb	1722,13	2179,90	12966,00	2215,44	1563,50	12930,50	2192,78	1998,60	12495,4
Min	22,87	61,37	150,21	47,95	25,33	163,63	47,96	63,84	125,12
Agu	108,86	78,55	169,48	89,23	75,12	158,82	117,58	73,18	160,76
Veg_nat	2130,29	3486,28	7281,02	1656,79	5967,70	9110,52	1276,07	6942,98	8135,24
C_perm	367,78	688,68	543,95	917,38	259,05	315,23	644,49	307,02	267,26
C_temp	625,87	956,55	1730,39	941,86	648,34	1745,07	612,34	649,48	1743,93
Past	4953,75	3045,61	12580,30	5520,77	2626,50	10105,10	7047,58	2245,20	10486,4
Silv	356,38	581,82	708,97	615,68	374,42	675,11	431,34	415,51	634,02
A_desc	1179,65	388,78	441,94	452,26	917,41	378,45	912,53	586,80	709,06

Tabela 90 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B3

Perdas, ganhos e permanência em hectares									
Classes	2011-2014			2014-2017			2011-2017		
	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência
Urb	423,58	650,53	1403,76	342,13	732,67	1712,16	399,09	1016,57	1428,26
Min	20,88	34,47	46,20	27,16	37,56	53,52	18,31	42,30	48,78
Agu	20,59	32,71	162,25	30,88	22,02	164,07	21,12	24,38	161,71
Veg_nat	956,41	1055,98	3779,94	1073,52	633,92	3762,39	1188,65	848,63	3547,68
C_perm	113,70	127,82	113,67	213,67	26,24	27,82	211,92	38,61	15,45
C_temp	501,96	141,73	136,70	229,29	87,00	49,14	568,45	65,93	70,21
Past	1227,25	1159,88	2169,07	767,66	1447,46	2561,29	1131,89	1744,35	2264,41
Silv	344,63	194,16	306,07	204,67	93,67	295,56	400,59	139,11	250,12
A_desc	86,35	298,10	22,95	271,01	79,46	50,03	99,10	119,30	10,19

Tabela 91 - Perdas, ganhos e permanência do uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica B4

Perdas, ganhos e permanência em hectares									
Classes	2011-2014			2014-2017			2011-2017		
	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência	Perda	Ganho	Permanência
Urb	268,49	312,38	1161,43	271,99	228,08	1201,82	296,86	296,93	1132,97
Min	0,44	95,81	11,26	96,39	2,04	10,69	1,73	2,75	9,98
Agu	15,28	12,74	28,60	9,49	18,52	31,84	13,28	19,75	30,61
Veg_nat	468,90	773,32	5099,55	556,25	474,45	5316,62	510,16	732,78	5058,29
C_perm	36,87	86,50	248,94	198,01	47,57	137,43	187,74	86,91	98,09
C_temp	244,53	176,41	162,50	180,18	72,52	158,72	273,79	98,00	133,24
Past	1119,24	719,82	4065,05	625,22	949,35	4184,08	955,44	904,57	4228,86
Silv	184,78	215,02	408,31	207,67	83,95	415,66	227,20	133,72	365,89
A_desc	109,00	55,45	15,81	38,67	282,97	32,59	110,17	300,92	14,64