

BRUNO PEREIRA TONIOLO

**METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL
UTILIZANDO TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO E
SENSORIAMENTO REMOTO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
COTIA - SP**

Sorocaba
2020

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais

BRUNO PEREIRA TONIOLO

**METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL
UTILIZANDO TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO E
SENSORIAMENTO REMOTO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
COTIA - SP**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração, Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Roberto Wagner Lourenço

Coorientador: Prof. Dr. Darllan Collins da Cunha e Silva

Sorocaba
2020

T665m Toniolo, Bruno Pereira
Metodologia de avaliação de degradação ambiental utilizando técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia - SP / Bruno Pereira Toniolo. -- Sorocaba, 2020
123 f. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Roberto Wagner Lourenço
Coorientador: Darllan Collins da Cunha e Silva

1. Qualidade da Água. 2. Morfometria. 3. Poluição Difusa. 4. Indicadores Ambientais. 5. Geotecnologias. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Metodologia de Avaliação da Degradação Ambiental Utilizando Técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia – SP

AUTOR: BRUNO PEREIRA TONIOLO

ORIENTADOR: ROBERTO WAGNER LOURENÇO

COORIENTADOR: DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. ROBERTO WAGNER LOURENÇO (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia, Câmpus de Sorocaba, Unesp



Prof. Dr. ADMILSON IRIO RIBEIRO (Participação Virtual)
Engenharia Ambiental / Unesp - ICT Sorocaba



Prof. Dr. JOMIL COSTA ADREUS SALES (Participação Virtual)
Departamento de Biologia / Universidade de Sorocaba (UNISO)

Sorocaba, 27 de novembro de 2020

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha pequena família que me criou com amor e me preparou com disciplina para viver a vida como ela é – embora tenha seus bons momentos, na maior parte do tempo é realista e dura, nos fazendo aprender mais com o sofrimento do que com a ternura: ao meu velho José Luiz, à minha mamãe Dalva, à minha tia Neusa, à minha companheira Bruna, e, *in memoriam*, à minha vizinha Joana.

Agradeço a todos os funcionários da UNESP Sorocaba que, sempre solícitos, me auxiliaram nas diversas vezes que precisei dos serviços deles. Tenho a certeza que a reputação que a UNESP possui como referência de excelência em estudo, também se deve ao esforço e eficiência destes servidores.

Deixo meus agradecimentos também ao meu coorientador, professor Darllan que sempre me atendeu prontamente e com bom humor. Sua mentoria contribui muito ao meu aprendizado e sua dedicação a ensinar me motiva também. Também agradeço ao professor Roberto “China” que aceitou a troca da minha orientação, mesmo sendo uma pessoa extremamente ocupada com os afares do campus. Agradeço também ao professor Dr. Antonio Germano que inicialmente foi meu orientador e no período foi muito prestativo em tirar minhas dúvidas.

Agradeço a todas amigadas que fiz durante esta estadia: Ocimar “Pé de Macaco”, Rodrigo, Bruna, Narlton, Acácio, Flaviano, os professores Admilson e Gerson na disciplina Gestão Ambiental (as visitas de campo foram muito proveitosas), Jomil e Jocy Ana da disciplina de SIG (até então só mexia no QGIS), além de outros que conversei brevemente.

Deixo minhas saudações ao pessoal da SABESP com quem convivo há oito anos, em especial do Cadastro Técnico: Valdinei, Tarcísio, Guida, Sandra, Carlinhos, Luís etc. Também saúdo os colegas professores das ETECs São Paulo e Carlos de Campos: são mais de seis anos de convívio aprendendo tanto com eles quanto com os alunos.

Não posso deixar de ser grato aos meus melhores amigos que sempre me apoiaram nos momentos mais difíceis da minha vida: André, mais sábio do que marceneiro, Rogério Samurai, japonês parceiro da FATEC e Lucindo que me mostrou o que é ter bom gosto pra hard rock.

Por fim, quero agradecer a todas pessoas que conheci e de alguma forma marcaram minha vida, tanto aquelas que possuo ainda contato ou aquelas que já passaram.

TONIOLO, B. P. **Metodologia de Avaliação da Degradação Ambiental Utilizando Técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto na Bacia Hidrográfica Do Rio Cotia – SP.** 2020. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, UNESP – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2020.

RESUMO

As cargas pontuais e difusas de poluição contribuem para a degradação ambiental, especialmente na qualidade dos recursos hídricos. Diante disso, o objetivo desta pesquisa foi avaliar os efeitos das atividades antrópicas na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (SP) sobre a qualidade das águas superficiais e a poluição de origem difusa com os diferentes usos e ocupação da terra, a partir de uma análise multitemporal com o auxílio de geotecnologias. A partir da delimitação de áreas de contribuição de cinco postos de monitoramento, foram determinados os parâmetros morfométricos, o mapeamento do uso da terra e a determinação dos seguintes indicadores ambientais: Índice de Qualidade da Água (IQA), Índice de Transformação Antrópica (ITA), *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI) e o Modelo de Correlação entre o Uso do Solo e Qualidade da Água (MQUAL). A análise morfométrica mostrou que a bacia tem formato alongado, é pouco sujeita a inundações e de ordem hídrica igual a seis. A qualidade da água no Baixo Cotia oscila entre Regular e Ruim e o Alto Cotia possui uma qualidade Ótima devido à conservação de sua vegetação nativa. Foi constatada que a precipitação pode influenciar nas alterações de alguns parâmetros de qualidade como Temperatura, Nitrogênio Total e Fósforo Total. A expansão urbana foi crescente entre 2002 a 2019, suprimindo a cobertura vegetal e colocando em risco os recursos naturais. O ITA classificou a bacia como de degradação moderada, sendo o Baixo Cotia classificado como fortemente degradado e o Alto Cotia como fracamente degradado. O PNPI médio da bacia é categorizado como de baixo potencial, apresentando manchas isoladas de alto potencial, inclusive nas margens do Rio Cotia. O MQUAL indicou que o aporte diário de poluentes na bacia é notável, com cerca de 10 kg de Fósforo Total, 200 kg de Nitrogênio Total e 8 toneladas de sólidos em suspensão, de forma que as classes mais poluidoras são a área urbana e indústria. A correlação linear entre o ITA e o IQA confirmou que as classes antropizadas do uso da terra são inversamente proporcionais à qualidade da água e que as áreas naturais influenciam de forma benéfica ao IQA.

Palavras chaves: Qualidade da Água; Morfometria; Poluição Difusa; Indicadores Ambientais; Geotecnologias.

TONIOLO, B. P. **Environmental Degradation Assessment Methodology Using Geotechnology Techniques in the Cotia River Watershed – SP**. 2020. 123 f. Dissertação (Master's degree Environmental Science) – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, UNESP – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2020.

ABSTRACT

The punctual and diffuse pollution loads contribute to environmental degradation, especially in the quality of water resources. Therefore, the objective of this research was to evaluate the effects of anthropic activities in the Cotia River Watershed (SP) regarding the water quality and diffuse pollution with different uses and land occupation, based on a multitemporal analysis using geotechnologies. From the delimitation of the contribution areas of five monitoring posts, the morphometric parameters, the mapping of land use and the following environmental indicators were determined: Water Quality Index (IQA), Anthropic Transformation Index (ITA), Potential Non-Point Pollution Index (PNPI) and the Correlation Model Between Land Use and Water Quality (MQUAL). The morphometric analysis showed that the basin has an elongated shape, is little predisposed to flooding and has a hydric order equal to six. The water quality in Low Cotia oscillates between regular and poor and High Cotia has an excellent quality due to the conservation of its native vegetation. It was found that precipitation can influence changes in some quality parameters such as Temperature, Total Nitrogen and Total Phosphorus. The urban expansion increased between 2002 and 2019, suppressing vegetation cover and putting natural resources at risk. The ITA classified the basin as moderately degraded, Baixo Cotia classified as highly degraded and Alto Cotia as weakly degraded. The watershed's average PNPI is categorized as low potential, with isolated high potential patches, including on the banks of the Cotia River. The MQUAL indicated that the daily supply of pollutants in the watershed is remarkable, with about 10 kg of Total Phosphorus, 200 kg of Total Nitrogen and 8 tons of suspended solids, so that the most polluting classes are the urban area and industry. The linear correlation between the ITA and the IQA confirmed that the anthropized classes of land use are inversely proportional to the quality of the water and that the natural areas have a beneficial influence on the IQA.

Keywords: Water Quality; Morphometry; Diffuse Pollution; Environmental Indicators; Geotechnology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localização da BHRC.	25
Figura 2. Mapa de localização dos postos de monitoramento.	30
Figura 3. Mapa da rede de drenagem.	47
Figura 4. Mapa hipsométrico da BHRC.	52
Figura 5. Curva hipsométrica da BHRC.	53
Figura 6. Mapa de declividade da BHRC.	54
Figura 7. Perfil longitudinal do Rio Cotia.	56
Figura 8. Mapas pedológico da BHRC.	58
Figura 9. Mapa da direção de fluxo da água da BHRC.	59
Figura 10. Mudança da foz do Rio Cotia entre década de 1980 e 1990 para atualmente. .	61
Figura 11. Mapa de áreas de contribuição dos postos de monitoramento.	62
Figura 12. Variação média do IQA ao longo do espaço (a) e do tempo da BHRC (b) nos períodos seco e chuvoso.	65
Figura 13. Variação média do IQA ao longo do tempo da AC COTI03900 (a) e AC PEDA03900 (b).	67
Figura 14. Variação média do IQA ao longo do tempo da AC MOVE3500 (a) e AC COTI03800 (b).	67
Figura 15. Variação média do IQA ao longo do tempo da AC COGR00900.	68
Figura 16. Valores médios do Oxigênio Dissolvido ao longo do espaço (a) e do tempo (b).	70
Figura 17. Valores médios de coliforme termotolerante no espaço (a) e tempo (b).	71
Figura 18. Valores médios de pH ao longo do espaço (a) e do tempo (b).	72
Figura 19. Valores médios de DBO ao longo do espaço (a) e do tempo (b).	73
Figura 20. Valores médios de temperatura ao longo do espaço (a) e do tempo (b).	73
Figura 21. Valores médios de Nitrogênio Total ao longo do espaço (a) e do tempo (b). ..	74
Figura 22. Valores médios de Fósforo Total ao longo do espaço (a) e do tempo (b).	75
Figura 23. Valores médios de Turbidez ao longo do espaço (a) e do tempo (b).	76
Figura 24. Valores médios de Sólido Total (ST) ao longo do espaço (a) e do tempo (b). .	77
Figura 25. Mapas do IQA em período seco por área de contribuição.	80
Figura 26. Mapas do IQA em período chuvoso por área de contribuição.	81
Figura 27. Mapas de uso e ocupação da terra para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	83

Figura 28. Mapas de uso e ocupação da terra da AC COTI03900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).....	84
Figura 29. Mapas de uso e ocupação da terra da AC PEDA03900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).....	85
Figura 30. Mapas de uso e ocupação da terra da AC MOVE03500 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).....	86
Figura 31. Mapas de uso e ocupação da terra da AC COTI03800 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).....	87
Figura 32. Mapas de uso e ocupação da terra da AC COGR00900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).....	88
Figura 33. Mapas do ITA para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	92
Figura 34. Mapas do PNPI na BHRC para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	95
Figura 35. Mapas do PNPI na AC COTI03900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	98
Figura 36. Mapas do PNPI na AC PEDA03900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	99
Figura 37. Mapas do PNPI na AC MOVE03500 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	100
Figura 38. Mapas do PNPI na AC COTI03800 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	101
Figura 39. Mapas do PNPI na AC COGR00900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).....	102
Figura 40. Mapas de Fósforo Total para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	106
Figura 41. Mapas de Nitrogênio Total para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	106
Figura 42. Mapas de Sólido Total para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).	107

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classes de declividade.	27
Tabela 2. Descrição dos parâmetros morfométricos.....	28
Tabela 3. Localização dos pontos de monitoramento IQA-CETESB.	31
Tabela 4. Parâmetros, unidades de medida e pesos relativos do IQA.	32
Tabela 5. Classificação do IQA com definição.	32
Tabela 6. Adaptação das classes de uso da terra.	36
Tabela 7. Chaves de interpretação para mapeamento do cobertura e uso da terra.	37
Tabela 8. Média aritmética do peso do ITA.	39
Tabela 9. Valores do CLC.	42
Tabela 10. Valores do ROI.	43
Tabela 11. Coeficientes de correção ao ROI em função da declividade.	44
Tabela 12. Coeficientes de exportação (kg/km ² /dia) correspondentes ao uso da terra.....	45
Tabela 13. Parâmetros morfométricos.	48
Tabela 14. Classes de declividade por área.	55
Tabela 15. Classes de declividade por frequência.	55
Tabela 16. Quantidade de pixels de direção de fluxo de água.....	60
Tabela 17. Síntese dos valores de estatística descritiva do IQA no período seco.	63
Tabela 18. Síntese dos valores de estatística descritiva do IQA no período chuvoso.	64
Tabela 19. Valores médios dos parâmetros do IQA.	68
Tabela 20. Resultados do teste Shapiro-Wilk.....	78
Tabela 21. Resultados dos testes de hipótese T <i>Student</i> e <i>Wilcoxon</i> para os parâmetros...	79
Tabela 22. Percentuais de uso da terra na BHRC.	82
Tabela 23. Valores médios do ITA.....	94
Tabela 24. Frequência das classes do PNPI.	97
Tabela 25. Quantificação de cargas poluidoras (kg/dia) por classe de uso de solo.....	103
Tabela 26. Aporte de carga poluente anual (ton/ano) gerada por área de contribuição. ..	108
Tabela 27. Correlação de Pearson entre ITA e IQA no período seco (ps).	109
Tabela 28. Correlação de Pearson entre ITA e IQA no período chuvoso (pc).	110

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- AC – Área de Contribuição
- APP – Área de Preservação Permanente
- BHRC – Bacia Hidrográfica do Rio Cotia
- CAD – *Computer Aided Design* (Desenho Assistido por Computador)
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
- CT – Coliformes Termotolerantes
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DI – *Distance Indicator* (Indicador de Distância)
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- ETA – Estação de Tratamento de Água
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- FT – Fósforo Total
- IQA – Índice de Qualidade da Água
- IQA_{pc} – IQA calculado para o período chuvoso
- IQA_{ps} – IQA calculado para o período seco
- IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas
- ITA – Índice de Transformação Antrópica
- LAP-CI – *Landscape Assessment Protocol Index Conservation* (Protocolo de Avaliação da Paisagem – Índice de Conservação)
- LCI – *Land Cover Indicator* (Indicador de Uso da Terra)
- MDE – Modelo Digital de Elevação
- MDEHC – Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente
- MQUAL – Modelo de Correlação entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água
- NT – Nitrogênio Total
- OD – Oxigênio Dissolvido
- pc – Parâmetro do IQA analisado no período chuvoso. Ex.: OD_{pc}
- pH – Potencial Hidrogeniônico
- PNPI – *Potential Non-Point Pollution Index* (Indicador de Poluição Não Pontual Potencial)
- ps – Parâmetro do IQA analisado no período seco. Ex.: FT_{pc}
- ROI – *Run-Off Indicator* (Indicador de Escoamento)

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SIRGAS – Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas

ST – Sólidos Totais ou Sólido em Suspensão

Temp. – Variação de Temperatura

Turb. – Turbidez

UTM – *Universal Transverse Mercator*

APRESENTAÇÃO

O que me motivou a fazer esta pesquisa foi o fato da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC) possuir poucos estudos e apresentar um contraste socioambiental muito forte: enquanto a face sul, denominada Reserva Morro Grande ou Alto Cotia, é uma área de proteção ambiental, remanescente de Mata Atlântica, tendo uma biodiversidade alta e uma paisagem linda; a face norte, chamada de Baixo Cotia é uma região altamente urbanizada, com forte vulnerabilidade social, carente de infraestrutura pública como hospitais e escolas de qualidade, por exemplo, possuindo infelizmente um cenário fuliginoso e muito sujo. Além da proximidade da bacia ao meu local de trabalho e residência contribuírem na decisão, o que facilita o deslocamento das visitas de campo.

Minha experiência na SABESP como cadista, especialmente na confecção de mapas temáticos baseados em planos diretores e relatórios de impactos ambientais, corroborou o fato que a qualidade da água dos corpos hídricos é diretamente proporcional à qualidade de vida da sociedade, isto é, se existe um rio limpo e potável que abastece à jusante uma população, provavelmente esta população é bem administrada, possui baixa desigualdade social e, principalmente, seus moradores vivem com dignidade, mesmo não possuindo alto patrimônio.

Portanto, eu sentia a necessidade de criar um “tutorial” que mapeasse as desconformidades sociais e ambientais dos municípios operados pela SABESP, de forma a auxiliar os colegas de trabalho que só trabalhavam a luz de dados tubulares e poucas plantas – destas, a maioria desatualizada –, dificultando a rotina.

O que me levou a fazer o mestrado foi o amadurecimento da ideia de que criar somente um roteiro dos comandos do ferramental era algo superficial e, após muitas leituras e discussões com pessoas mais experientes, eu percebi que para um tutorial metodológico ser profundo, ele precisa de embasamento técnico. Daí a dissertação se encaixou perfeitamente como uma forma de “padronização científica” da minha ideia.

No começo, queria apenas elaborar um manual com rotinas para gerar mapas de fragilidade ambiental (baseado em erosão) e vulnerabilidade social (baseado em indicadores sociais), porém, ao discutir com os meus orientadores, verifiquei que estes temas já estavam bem difundidos na literatura e, então, decidi destrinchar um tema relativamente pouco abordado, que é a correlação da poluição difusa no uso da paisagem e na qualidade das águas superficiais.

No início enfrentei algumas dificuldades. Primeiro, em escolher a poluição difusa como proposta de modelagem ambiental, pois eu havia pensado em mensurar os resíduos erosivos a partir da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), porém ela tem uma aplicação destacada em bacias hidrográficas com predominância agrária, o que não é o caso da Bacia do Rio Cotia, que possui uma grande malha urbana cujo fator de uso e conservação do solo (CP) é considerado nulo na EUPS, já que há uma grande impermeabilização do solo.

Além disso, foi difícil aplicar a metodologia numa bacia hidrográfica e não nos municípios operados pela SABESP, sendo que no começo eu relutava em aceitar o conceito de bacia hidrográfica, o qual é mais complexo e extrapola os limites administrativos, uma vez que a bacia se comporta ecologicamente de forma dinâmica e os limites administrativos permanecem indiferentes às interferências físicas ou antrópicas.

Acredito que o uso de técnicas de geoprocessamento enriquece muito o trabalho, pois com as informações espacializadas você tem uma interpretação diferente de como os componentes analisados se comportam, facilitando a tomada de decisões. Seria muito interessante se os pesquisadores publicassem seus mapas na nuvem em forma de webmap para facilitar o compartilhamento das informações. Bem, eu fiz minha parte e alguns dos meus mapas podem ser consultados nesse link no servidor ArcGIS Online: <<https://www.arcgis.com/apps/View/index.html?appid=2018d373880343478a3b2b98fbf79462>>.

Existem vários estudos na literatura sobre qualidade da água, poluição difusa e mapeamento de uso da terra, mas para a bacia em questão há poucos trabalhos desse tipo e, por isso, espero que essa dissertação oriente trabalhos futuros de pesquisadores que busquem analisar espacialmente tanto a BHRC quanto outras bacias hidrográficas similares.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
2.1	A BACIA HIDROGRÁFICA E SEUS PROCESSOS NATURAIS.....	18
2.2	USO DA TERRA E SUAS CONSEQUÊNCIAS NOS RECURSOS HÍDRICOS	19
2.3	A POLUIÇÃO DIFUSA E OS MODELOS CORRESPONDENTES	20
2.4	A GEOTECNOLOGIA APLICADA AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL	22
3	OBJETIVOS.....	24
3.1	OBJETIVO GERAL	24
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	24
4	MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1	ÁREA DE ESTUDO	25
4.2	CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA	27
4.3	DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA	30
4.4	DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO.....	34
4.5	MAPEAMENTO DO USO DA TERRA	35
4.6	CÁLCULO DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA	39
4.7	DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA	40
4.7.1	CÁLCULO DO INDICADOR DE USO DA TERRA (LCI).....	41
4.7.2	CÁLCULO DO INDICADOR DE DISTÂNCIA (DI).....	42
4.7.3	CÁLCULO DO INDICADOR DE RUN-OFF (ROI)	42
4.8	ESTIMATIVA DE CARGA POLUIDORA DIFUSA	45
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1	ANÁLISE DA CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA	47
5.2	ANÁLISE DAS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO	58
5.3	ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	63
5.4	ANÁLISE DO MAPEAMENTO DO USO DA TERRA	81
5.5	ANÁLISE DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA	91
5.6	ANÁLISE DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA	95
5.7	ANÁLISE DA ESTIMATIVA DE CARGA POLUIDORA DIFUSA	103
5.8	ANÁLISE INTEGRADA DAS INFORMAÇÕES	108
6	CONCLUSÃO	112
	REFERÊNCIAS	114
	APÊNDICES.....	123
	APÊNDICE A – MAPA DE HIDROGRAFIA DO IGC.....	123

1 INTRODUÇÃO

Os recursos naturais e o sistema físico estão em constante modificação devido às atividades antrópicas e à evolução natural, e estas mudanças podem impactar de forma negativa na sociedade e no meio ambiente. Desta forma, a análise integrada de dados espaciais pode contribuir de forma significativa na identificação dos diferentes tipos de degradação resultante dessas modificações (LOURENÇO; OLIVEIRA; VIANNA, 2007; SIMONETTI *et al.*, 2019).

Um importante atributo na análise integrada de dados espaciais consiste na geração de indicadores de sustentabilidade ambiental, em especial na degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas decorrentes especialmente das ações humanas (SILVA *et al.*, 2017).

Assim, a qualidade da água é fundamental para a garantia da segurança hídrica, de maneira que os métodos avaliativos estejam em constante desenvolvimento para assegurar sustentavelmente a saúde pública (GIRI; QIU, 2016; WONG; HU, 2014).

O Índice de Qualidade da Água (IQA) avalia a qualidade dos cursos d'água, o qual permite avaliar quantitativamente o estado da água, convertendo dados de parâmetros limnológicos – Oxigênio Dissolvido, pH, temperatura e Turbidez por exemplo – como subíndices ponderados para então combinar numa pontuação singular, tendo como principal benefício uma comunicação de fácil interpretação (SEMA, 2014). Assim, considera-se o IQA eficiente na representação das condições de poluição dos corpos hídricos, facilitando análises comparativas entre locais distintos de amostragem e identificando as alterações nas tendências da qualidade da água (RODRIGUES, 2018).

Os corpos hídricos sofrem pelo recebimento de poluentes de origem pontual e não pontual, sendo que a primeira é perceptível pelas descargas de indústria e rede de esgotos e a segunda mais difícil de identificar, pois advém da superfície terrestre e da atmosfera, intermitentemente, a depender da intensidade da precipitação e do tipo e densidade da rede drenagem da região (MANSOR; TEIXEIRA FILHO; ROSTON, 2006).

Segundo Haupt (2009) são vários aspectos ambientais que contribuem na piora do IQA, os quais se destacam: uso desenfreado de pesticidas, ausência de práticas de conservação do solo, discrepância na coleta e tratamento de esgoto sanitário, crescimento acelerado de resíduos sólidos, movimentos de terra excessivos e emissão de altas taxas de poluentes por indústrias e automóveis.

Nesta conjuntura, os modelos matemáticos podem ser úteis para identificar regiões com maior aporte de carga poluente e as mais vulneráveis ao recebimento da poluição difusa,

especialmente quando a elaboração é feita por Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para auxiliar nas tomadas de decisões sobre o planejamento ambiental (MORUZZI *et al.*, 2012).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) podem contribuir de forma significativa nos estudos voltados para identificação e monitoramento de regiões potencialmente emissoras de carga poluidoras, bem como nos estudos que focam na questão do escoamento superficial, em especial os relacionados com as formas de transporte de sedimentos e nutrientes em suspensão decorrentes das atividades agropecuárias (STEINKE; FERREIRA; SAITO, 2012).

O entendimento dos efeitos do uso da terra, relacionados com as condições de relevo e classes pedológicas, sobre a qualidade da água é necessário para prever a poluição dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, especialmente as que não são monitoradas e carecem de informações. Assim, o uso das geotecnologias auxilia na análise ambiental, avaliando como a antropização da paisagem se comporta espacialmente e influencia as condições qualitativas em bacias hidrográficas (SILVA, 2018).

Considerando a importância da associação correlata do uso múltiplo da terra com a qualidade da água e com a poluição difusa, vários autores realizaram estudos nesse âmbito, tais como o de Haupt (2009) que identificou áreas fragilizadas pela poluição difusa na Bacia do Rio Jundiá – SP, o de Ortega (2011) que avaliou as ações antrópicas Bacia do Córrego Ipê – SP, o de Steinke, Ferreira e Saito (2012) que calcularam a carga poluente nas áreas úmidas da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim – fronteira entre Brasil e Uruguai, o de Silva *et al.* (2017) que propuseram indicadores de sustentabilidade na Bacia Hidrográfica do Rio Una (SP) e de Rodrigues (2018) que calculou o IQA na Bacia do Igarapé da Prata (PA).

Neste contexto, a hipótese desta pesquisa é que os efeitos deletérios da ação antrópica modificam os parâmetros limnológicos dos cursos d'água. Portanto, as geotecnologias se fazem como uma ferramenta essencial para verificar a correlação entre os diferentes usos da terra e a poluição difusa que impactam na qualidade das águas superficiais de uma bacia hidrográfica.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A BACIA HIDROGRÁFICA E SEUS PROCESSOS NATURAIS

Conforme a Lei Federal, nº 9.433 de 1997 da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), a bacia hidrográfica consiste numa unidade de gerenciamento nos planos de recursos hídricos feitos para os estados e para o país, servindo para o planejamento das ações humanas (BRASIL, 1997).

Segundo Targa *et al.* (2012), bacia hidrográfica é definida como um grupo de terras delimitadas por divisores topográficos, possuindo uma malha de drenagem que faz o escoamento da água para um só ponto chamado exutório, sendo que o sistema de drenagem é composto de nascentes para córregos perenes, olhos de água para córregos intermitentes, denominados de afluentes e subafluentes.

De acordo com Ortega (2011), as definições de bacia e sub bacia se associam a uma hierarquia dentro do sistema drenante, de forma que cada bacia hidrográfica se conecta com outra de nível superior, a constituir em relação à última uma sub bacia. Logo, o termo “microbacia”, mesmo fomentado nacionalmente, é de denotação subjetiva.

Neste sentido, a divisão de uma bacia hidrográfica em sub-bacias possibilita a contextualização de dificuldades difusas, devido à aproximação da escala gráfica, facilitando o reconhecimento dos pontos degradantes dos recursos naturais e o comprometimento da aptidão sustentável do uso da terra (PACHECO, 2013).

Os elementos das bacias hidrográficas – recursos, naturais, classes de solo, vegetação e clima, por exemplo – coexistem de forma permanente e dinâmica, a responder às alterações naturais e antrópicas, as quais perturbam o meio ambiente como um todo (SILVA *et al.*, 2017).

Os eventos naturais que acontecem numa determinada bacia hidrográfica estão fortemente associados ao ciclo hidrológico, sendo que as chuvas são responsáveis pela chegada da energia, ao mesmo tempo em que a evapotranspiração e os fluxos são alguns dos eventos que correspondem à saída de energia (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

As águas pluviais, a declividade do relevo, os tipos de solos e a cobertura vegetal influenciam na dinâmica dos fluxos, causando duas condições distintas na qualidade da água. Na primeira situação, positiva, pode haver a diluição das cargas poluidoras pela renovação das águas da chuva e aumentando a concentração de oxigênio na água, o que é vital para manter a vida aquática. Na segunda situação, negativa, dependendo da conservação do solo, o deflúvio transporta as partículas atmosféricas e terrestres, as quais são carreadas aos corpos

hídricos e drenadas pelo solo, contribuindo para com a poluição destes recursos naturais (GIRARDI, 2008; SILVA, 2009).

A cobertura vegetal auxilia no grau de infiltração e o solo exposto aumenta o grau de escoamento, porém ambos determinam no ecossistema o montante de substâncias carreados durante o escoamento, uma vez que o solo sem cobertura vegetal pode sofrer processos erosivos pela ação da precipitação, assim ampliando a quantidade de matéria transportada (RODRIGUES; NEVES, S.; NEVES, J., 2014).

A dinâmica dos fluxos de uma bacia hidrográfica depende do escoamento, percolação, infiltração e interceptação. A interceptação é feita pelas árvores que armazenam as águas pluviais e os arbustos que acumulam estas águas no solo, protegendo o solo contra erosão. A água não interceptada passa da superfície para o interior do solo até o lençol freático, isto é, a infiltração que depende da porosidade, umidade e matéria orgânica presente no solo. Por fim, a percolação é o avanço da água na zona não saturada do solo (SÁNCHEZ, 2013; SILVEIRA *et al.*, 2014).

O equilíbrio e manutenção do ciclo hidrológico dependem desses processos supracitados, entretanto, a antropização do solo compromete a dinâmica natural. Assim, a bacia hidrográfica permite a análise de diferentes variáveis integradas, seja do meio físico, biótico ou antrópico (BARBOSA, 2015).

2.2 USO DA TERRA E SUAS CONSEQUÊNCIAS NOS RECURSOS HÍDRICOS

As ações antrópicas são atividades do ser humano sobre o ecossistema, geralmente com intenção de modificação da paisagem. Neste sentido, as ações humanas podem ser restritamente vegetativas, isto é, para subsistência e estritamente arbitrarias, ou seja, referente a volição do ser humano (ORTEGA, 2011).

O uso desenfreado dos recursos naturais por causa do crescimento demográfico gera conflitos nos processos de ocupação do solo, especialmente nos ambientes com limite urbano-rural, isto é, locais periurbanos cujas particularidades, como por exemplo, ilhas de calor, diminuição de fragmentos florestais e supressão da cobertura vegetal para pavimentação, não respeitam a conservação dos recursos hídricos e diminuem a resiliência do ecossistema inserido na malha urbanizada (RODRIGUES, 2018).

O enfoque do periurbano foi objeto de estudo de Caiado e Santos (2003) que analisaram o crescimento do assentamento urbano nos municípios de São Paulo e

constataram que a variedade de usos recentes do solo está desatualizada frente ao método estipulado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas (IBGE), evento que reforça o encerramento da dualidade periferia-centro, uma vez que as áreas rurais são paulatinamente substituídas por edificações (TONIOLO; SILVA; LOURENÇO, 2020).

A ocupação antrópica por meio de usos múltiplos do solo sinalizam a ausência de propostas de ordenamento territorial, ocasionando impactos ambientais negativos como diminuição da matéria orgânica, salinização, impermeabilização, compactação e desmoronamento de terras, poluição do solo, supressão de matas ciliares, queimadas, erosão, desertificação, irrigação, mineração, perda da flora e fauna; todos estes impactos antrópicos agregados com impactos naturais, como por exemplo, terremotos, erupções vulcânicas, inundações, tornados e maremotos, contribuem na piora da biodiversidade (GOUVEIA; GALVANIN; NEVES, 2013; SIMONETTI *et al.*, 2019).

Embora a agropecuária tenha função importante na economia brasileira, a ausência de práticas conservacionistas também faz desta atividade um agente de degradação. O excesso de sedimentos, fertilizantes, pesticidas e estrumes carregados aos corpos hídricos diminuem o oxigênio e elevam a temperatura da água, resultando num ambiente adverso para os organismos sobreviverem. O arado excessivo e as águas da chuva também causam o empobrecimento do solo, contribuindo para a erosão hídrica: o terreno tem sua estrutura desprendida de matéria orgânica rica em nutrientes e esta, por sua vez, deposita-se nas depressões dentro das vertentes e fundos de vales (GIRI; QIU, 2016).

A ocupação da paisagem pode alterar a qualidade da água por meio da poluição e da contaminação, sendo que a primeira está relacionada com as propriedades físicas da água, enquanto a segunda está associada às modificações químicas e biológicas, como bactérias, vírus ou substâncias tóxicas. Porém, ambas coexistem e são intensificadas pelo escoamento superficial, precipitação e infiltração (PINHEIRO, 2004).

2.3 A POLUIÇÃO DIFUSA E OS MODELOS CORRESPONDENTES

A urbanização e a agricultura estão entre as atividades humana que mais geram poluição. Esta pode ser classificada quanto ao tipo (física, química e biológica), quanto ao setor produtivo (urbana, comercial, rural e industrial) e quanto à fonte (difusa ou concentrada). A poluição difusa é conceituada como aquela cuja distribuição espacial alcança extensas regiões com transporte de material, com lançamentos aleatórios e

associados com eventos de chuva, possuindo difíceis monitoramento e quantificação (CARVALHO, 2011).

As variáveis que mais induzem no transportamento de cargas não pontuais são a cobertura vegetal, o uso da terra, a composição geológica e a permeabilidade do solo, além da declividade do terreno, sendo que, quanto maior a área de contribuição (AC), maior será a expectativa de detenção da matéria produzida. Nas áreas urbanas, as principais fontes de poluição difusa são o escoamento superficial das vias, acúmulo atmosférico de micropartículas secas e úmidas, chuva ácida, resíduos sólidos e lançamentos de efluentes de área com ou sem tratamento de esgoto. Já nas áreas agrícolas os principais agentes de poluição difusa são os dejetos de animais, pesticidas, fertilizantes e sedimentos, sendo estes com o peso mais forte devido às erosões laminar e linear (sulco, ravina e voçoroca) (HAUPT, 2009).

O escoamento superficial propicia o transporte de matéria dissolvida e de sólidos suspensos, aumentando a sua intensidade devido à impermeabilização do solo. Referente ao tipo de solo, quanto maior o diâmetro da partícula, mais vulnerável à erosão a região está e, por consequência, maior será o aporte de sedimentos. A declividade também influencia no transporte das partículas, uma vez que quanto maior a inclinação, maior a probabilidade de erosão, piorando ainda mais se a região íngreme não tiver cobertura vegetal, pois esta funcionada como uma barreira, diminuído a velocidade e impacto das águas pluviais (LOPES, 2003).

O nitrogênio, especialmente em sua forma de nitrato, é um dos mais comuns agentes de poluição difusa, pois tem facilidade para ficar aderido às partículas do solo e permanece em constante dissolução, sendo prontamente transportado ou lixiviado pelo escoamento superficial; ao contrário do que acontece com o nitrogênio em forma amoniacal. A remoção de vegetação arbórea para transformação de áreas agrícolas ou áreas urbanas libera também grande quantidade de nitrato (CERETA *et al.*, 2005).

Desta forma, os modelos de poluição difusa aparecem como instrumentos eficientes de simulação para estudar as cargas poluentes, auxiliando nas análises espaciais e temporais. Estes modelos possuem abordagem empírica ou abordagem estatística (SHEN *et al.*, 2012). Os modelos empíricos são usados em regiões experimentais, exigem poucos dados de entrada, possuem processamento simplificado, dispensam calibração e validação, porém não consideram o fator de migração dos poluentes (XIANG; WANG; LIU., 2017). Os modelos empíricos fazem a conexão de parâmetros hidrológicos com parâmetros de sedimentos, exigem maior entrada de *inputs*, apresentam espacialmente informações mais claras, contudo

precisam de constante calibração e validação, sendo restritos a bacias que possuem abundância de dados hidrológicos (SHEN *et al.*, 2012).

A escolha de qual modelo de poluição difusa a ser usado dependerá da taxa de amostragem disponível para a área de estudo, baseando-se numa série de fatores como uso de solo, hidrologia, relevo, clima e tipo de solo, por exemplo. Entre os modelos de poluição difusa, destacam-se o *Hydrologic Simulation Program-Fortran* (HSPF), o *Soil & Water Assessment Tool* (SWAT), o Modelo de Coeficientes Médios de Exportação (CME), o *Spreadsheet Tool for Estimating Pollutant Load* (STEPL), o *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI), o Modelo Matemático de Correlação do Solo x Qualidade de Água (MQUAL), o *XP-Aqualm* e o *Moneris* (XIANG *et al.*, 2017).

A maioria destes modelos, com exceção do PNPI, MQUAL e CME, são complexos, exigindo um volume grande de dados de entrada, séries históricas longas, além da exigência de todas variáveis envolvidas na modelagem, o que demanda muito tempo do analista. Como, infelizmente, a maioria das bacias hidrográficas brasileiras não são instrumentadas e com poucos postos de monitoramento, assim apresentando insuficiência de dados, é recomendável nestes casos a aplicação de modelos simplificados como o PNPI, MQUAL e CME, em ambiente SIG (HAUPT, 2009; STEINKE; FERREIRA; SAITO, 2012).

2.4 A GEOTECNOLOGIA APLICADA AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL

A geotecnologia pode ser definida como um conjunto de procedimentos que realizam coleta, processamento, análise e disponibilização de informação geográfica de determinado local, focando nos processos que abrangem a análise espacial de dados geográficos, além de permitir também o compartilhamento desses dados. As geotecnologias podem ser divididas em topografia e geodésia, geoprocessamento, sistemas globais de navegação de satélites (GNSS), Sistemas de Informações Geográficas (SIG); Sensoriamento Remoto e Fotogrametria (NOVO, 2010).

As geotecnologias ajudam no gerenciamento das bacias hidrográficas, oferecendo maior rapidez no processamento de dados e diminuição de custos quando comparados às visitas de campo. Possuem caráter multidisciplinar, sendo utilizável em recursos hídricos, cadastro municipal e rural, análise biológica, obras de saneamento básico, obras de engenharia, educação, agronegócio e geração e transmissão de energia elétrica (VON SPERLING, 2005; NOVO, 2010).

O avanço tecnológico possibilita a criação de softwares cada vez mais potentes para executar atribuições intrincadas, mas com alta precisão, a processar simultaneamente vários dados. Da mesma forma, a evolução da tecnologia permite o aperfeiçoamento dos satélites e sensores, oferecendo imagens espaciais com resolução espacial cada vez melhor. Assim, as técnicas de geotecnologias, baseadas em softwares e hardwares específicos, conseguem analisar as ocorrências na paisagem e fazer a correlação espacial delas por meio de diversos algoritmos (LOURENÇO *et al.*, 2012).

Existem vários trabalhos com apoio de geotecnologias para auxiliar no planejamento ambiental dos recursos hídricos. Oliveira *et al.* (2007) fizeram a delimitação automática de sub bacias hidrográficas e cálculo de parâmetros morfométricos no Rio de Janeiro, obtendo comportamentos distintos, enquanto as regiões interioranas apresentaram aspecto mais suavizado, as bacias do litoral exibiram escarpas íngremes. Elesbon *et al.* (2011) caracterizaram por geoprocessamento os parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica do rio São Mateus entre Minas Gerais e Espírito Santo, a qual apresentou uma rede de drenagem semelhante à hidrografia do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas (IBGE), em escala 1:250.000, utilizando um limiar de 500 do fluxo acumulado da água. Gouveia, Galvanin e Neves (2013) calcularam o Índice e Transformação Antrópica (ITA) para a Bacia do Córrego do Bezerro Vermelho em Tangará, Mato Grosso, obtendo como resultado uma alteração severa da paisagem, com diminuição de 35% da cobertura florestal e 100% da vegetação secundária, além de um aumento de 248% da agricultura. Silva (2018) estudou a associação da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Uberaba (Minas Gerais) com o uso da terra, resultando na predominância de áreas agropecuárias e que os parâmetros de fósforo total, turbidez e coliformes termotolerantes apresentaram concentrações acima do estabelecido pela legislação ambiental.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a relação da poluição de origem difusa com os diferentes usos da terra e seus efeitos deletérios sobre a qualidade das águas superficiais na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia com o auxílio de geotecnologias.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcançar o objetivo geral são propostas as seguintes etapas de desenvolvimento metodológico:

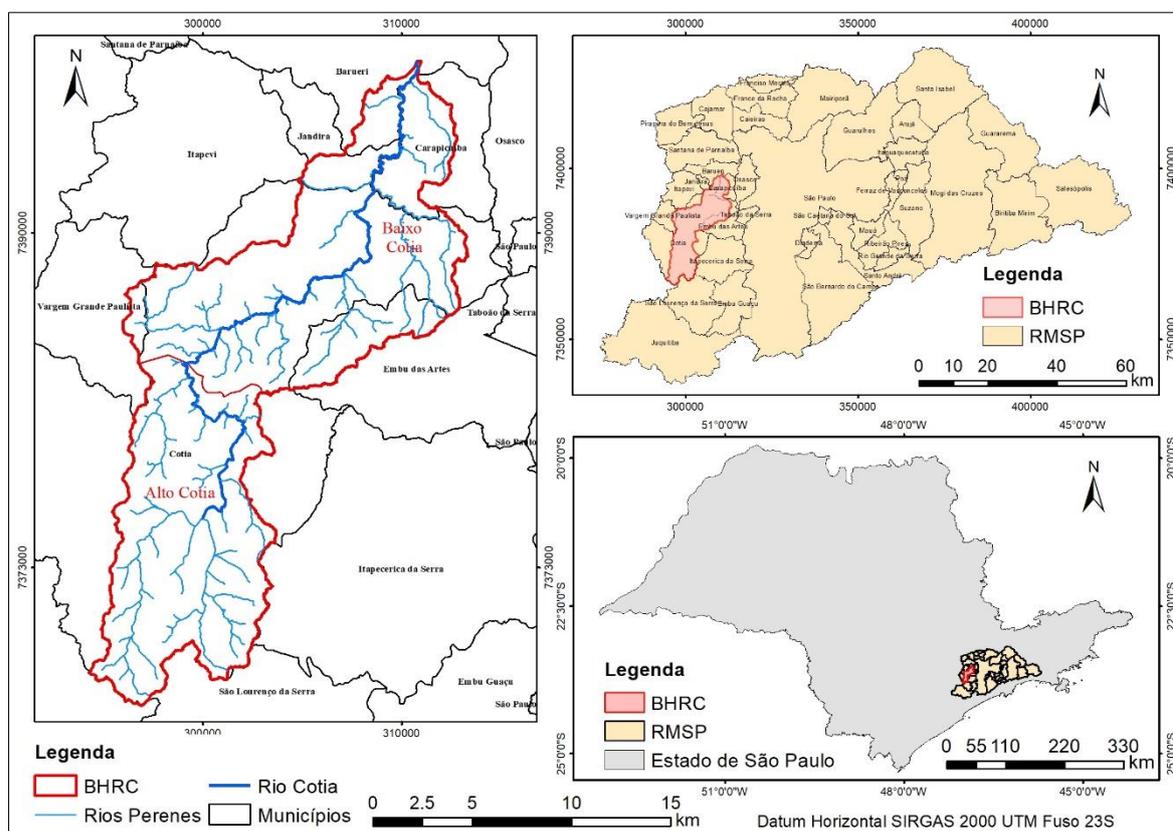
- Determinar os parâmetros morfométricos da bacia;
- Analisar o Índice de Qualidade da Água (IQA) e dos parâmetros que o compõem entre 2002 a 2018;
- Delimitar as áreas de contribuição (AC's) dentro da bacia em função dos postos de monitoramento e divisores topográficos;
- Mapear a cobertura e uso da terra para os anos de 2002, 2011 e 2019;
- Determinar os efeitos da ação humana na paisagem por meio do Índice de Transformação Antrópica (ITA) para os anos de 2002, 2011 e 2019;
- Qualificar o risco de poluição difusa, através do modelo *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI) para os anos de 2002, 2011 e 2019;
- Quantificar as cargas poluentes de origem difusa por meio do Modelo de Correlação entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água (MQUAL) para os anos de 2002, 2011 e 2019.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi selecionada a Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC), a qual está situada à oeste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), contemplando os municípios de Barueri (2,80%), Carapicuíba (6,92%), Cotia (79,32%), Embu das Artes (7,01%), Jandira (2,81%) e Vargem Grande Paulista (1,15%). Possui uma área de 251,36 km², sendo dividida em duas regiões com características específicas em relação às suas diferenças físicas e de situação de preservação do meio ambiente: Baixo Cotia e Alto Cotia (Figura 1) (SABESP, 2019).

Figura 1. Mapa de localização da BHRC.



Fonte: Autoria própria.

O Baixo Cotia apresenta um cenário altamente urbanizado, com córregos constantemente contaminados e assoreados, decorrentes de ocupação não planejada, falta de estrutura de saneamento básico e presença de atividades industriais, o que acaba comprometendo a qualidade da água tratada (SÃO PAULO, 2007).

Segundo Metzger *et al.* (2006), o Alto Cotia sofre pouca pressão antrópica por possuir a Reserva Florestal do Morro Grande que é um dos maiores remanescentes florestais do

Planalto Atlântico Paulista, porém o local já conviveu com forte desmatamento para a expansão da malha urbana e agricultura, e mais antigamente para exploração de carvão e lenha. Na Reserva do Morro Grande estão localizadas as cabeceiras do Rio Cotia, as Represas Pedro Beicht e Cachoeira da Graça, e desde 1916 o Sistema Produtor do Alto Cotia, operado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), que fornece água para mais de 500 mil moradores da RMSP.

Conforme a Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE, 2020), a população residente da BHRC era de aproximadamente 495 mil habitantes para o ano de 2019, 445 mil habitantes para o ano de 2011 e 390 mil habitantes para o ano de 2002, apresentando uma taxa de crescimento populacional aproximada de 12% para ambos períodos.

A área de estudo situa-se num clima subtropical úmido denominado Cwa, com verões quentes e invernos secos, de acordo com a classificação de Koppen-Geiger (EMBRAPA, 2015), sendo que a temperatura média no inverno é de 16°C, enquanto no verão a temperatura média é de 22°C. A precipitação pluviométrica média anual da BHRC apresenta variação de 1380 a 1730 mm, com maior intensidade à montante da bacia (DAEE, 2020).

A bacia está situada em duas regiões geomorfológicas: Planalto de Ibiúna e Planalto Paulistano, caracterizada pela presença de morrotes (correspondendo a 55,9% da abrangência territorial) em todos municípios com relevo ondulado, declividade entre 10 a 30% e amplitude de 60 a 90 metros; morros baixos (20,0%) com também relevo ondulado, declividade entre 20 e 30% e predominando amplitudes de 90 a 110 metros; planícies aluviais (12,8%) distribuídas pelos principais córregos e com inclinação inferior a 5%; colinas (8,6%) com relevo suave, declividade de até 30%, amplitudes que variam de 40 a 70 metros e situada como uma mancha ao redor do Reservatório Pedro Beicht em Cotia, associada como uma borda de falha cujos sedimentos do período terciário predominam; morros altos (1,5%) com relevo ondulado, amplitude de 140 a 160 metros, inclinação entre 10 e 30% e marcados por encostas entalhadas e vales fechados; e por fim 1,2% de hidrografia (SÃO PAULO, 2007; SILVA; OLIVEIRA, 2009).

Com relação a geologia da BHRC, existe a predominância de migmatitos a gnaisses graníticos. Na face oeste da bacia, verifica-se granitos, assim como numa diminuta porção sul da Reserva do Morro Grande, ambas advindas de formações pré-cambrianas. Através da rede de drenagem, observa-se a presença de aluviões fluviais, isto é, areia, argila e cascalho cenozóicos da Formação Caçapava e Formação São Paulo. Na face leste da BHRC, há

presença pequena de micaxisto e meta-arenito, sendo que a maioria das falhas presentes estão na direção Sudoeste-Nordeste (ALMEIDA *et al.*, 1981).

A vegetação da área de estudo é composta majoritariamente por cobertura de florestas ombrófila densa e mesófila semi-decidual, sendo identificadas 73 famílias de plantas como por exemplo Asteraceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Melastomataceae e Rubiaceae; e referente à fauna foram encontradas 82 espécies de répteis, 77 espécies de aves e 5 espécies de pequenos mamíferos (SÃO PAULO, 2007).

Referente aos pontos de destaque, a bacia é cortada pela Rodovia Raposo Tavares (SP-270) ao norte e próximo do exutório da bacia está localizada a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Barueri no Rio Tietê, próxima da Rodovia Castelo Branco (SP-280).

4.2 CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA

O modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (MDEHC) e a rede de drenagem foram utilizados para criar os seguintes componentes de relevo da BHRC: mapas de declividade e hipsométrico (Moore *et al.*, 1993), parâmetros morfométricos (Teodoro *et al.*, 2007) e perfil longitudinal do Rio Cotia.

A carta de declividade foi gerada pela ferramenta *Slope* do *Spatial Analyst Tools* do software ArcMap 10.5 (ESRI, 2016) e reclassificada conforme a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (EMBRAPA, 1979), na Tabela 1.

Tabela 1. Classes de declividade.

Classe (%)	Relevo
< 3	Plano
3 a 8	Suavemente ondulado
8 a 20	Ondulado
20 a 45	Fortemente ondulado
45 a 75	Montanhoso
> 75	Fortemente montanhoso

Fonte: EMBRAPA (1979).

A carta hipsométrica foi reagrupada pelo método de quebras naturais (*jenks*), o qual segundo Girardi (2008), reduz a variância intraclasse e aumenta a variância interclasse, melhorando a precisão do agrupamento dos dados.

Os valores geométricos como extensão, área e quantidade foram extraídos do programa ArcGIS e tabulados na planilha eletrônica Excel para se calcular os parâmetros morfométricos, conforme as equações apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Descrição dos parâmetros morfométricos.

Parâmetros	Equação	Descrição	Definição
Índice de compacidade (Kc)	$Kc = 0,28 \times P/\sqrt{A}$	P = perímetro (km) A = área da bacia (km ²)	Compara a forma da bacia a um círculo, sendo que quanto mais circular, maior a probabilidade de enchentes (CARDOSO <i>et al.</i> , 2006).
Fator de forma (F)	$F = A/L^2$	A = área da bacia (km ²) L = comprimento da bacia (km)	Relacionada o comprimento axial e a largura média. Quanto maior este índice mais larga é a bacia e mais vulnerável a enchentes. (OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2007).
Índice de circularidade (Ic)	$IC = 12,57 \times A/P^2$	A = área da bacia (km ²) P = perímetro da bacia (km)	Afeta na composição do hidrograma de vazão na foz do rio principal (OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2007).
Densidade da drenagem (Dd)	$Dd = \sum L/A$	L = comprimento dos canais (km) A = área da bacia (km ²)	Aponta o nível de consistência da rede de drenagem (CARDOSO <i>et al.</i> , 2006).
Densidade hidrográfica (Dh)	$Dh = n/A$	n = número de canais A = área da bacia (km ²)	Mostra a quantidade de corpos de água pela área da bacia (TEODORO <i>et al.</i> , 2007).
Tempo de concentração (Tc)	$Tc = 57 \times \left(\frac{\sum L^3}{Ah}\right)^{0,385}$	L = comprimento do rio principal (km) Ah = variação da altura (m)	Tempo preciso para que toda bacia seja escoada (SILVEIRA, 2005).
Índice de sinuosidade (Is)	$Is = \sum L/dv$	L = comprimento dos canais (km) dv = distância vetorial entre os pontos extremos do rio principal (km)	Mostra a relação entre o comprimento do canal principal e o comprimento de seus afluentes (OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2007).

Parâmetros	Equação	Descrição	Definição
Índice de rugosidade (Ir)	$Ir = Hm \times Dd$	Hm = amplitude altimétrica (m) Dd = densidade de drenagem	Altos valores apontam elevada transmissividade hidráulica (BARROS; MAGALHÃES JÚNIOR; RAPOSO, 2010).
Amplitude altimétrica (Hm)	$Hm = A. Máx. - A. Mín.$	A. Máx. = maior altitude da bacia (m) A. Mín. = menor altitude da bacia (m)	Mostra a diferença entre as altitudes da bacia (TEODORO <i>et al.</i> , 2007).
Declividade do rio principal	$D = \frac{A. Máx. - A. Mín.}{L} \times 100$	A. Máx. = maior altitude do rio principal (m) A. Mín. = menor altitude do rio principal (m) L = comprimento do rio (m)	Altera a vazão de escoamento de um rio (ELESBON <i>et al.</i> , 2011).
Declividade da bacia	$D = \frac{A. Máx. - A. Mín.}{L} \times 100$	A. Máx. = maior altitude da bacia (m) A. Mín. = menor altitude da bacia (m) L = comprimento do rio (m)	Altera a velocidade do escoamento superficial, influenciando na capacidade de retenção de água a ser subterrânea no solo (ELESBON <i>et al.</i> , 2011).

Fonte: Silveira (2005).

O perfil longitudinal do Rio Cotia foi adaptado de Silva e Oliveira (2009), compatibilizando-se as informações litológicas (Almeida *et al.*, 1981), pedológicas (Rossi, 2017) e postos de monitoramento do IQA ao curso d'água principal, de maior ordem hídrica (Strahler, 1989), que no caso é o Rio Cotia. O perfil foi feito no software AutoCAD Civil 3D 2016 (Autodesk, 2016) com o auxílio da lisp *Quick Profile* (RB CADI EDIÇÃO DE PROJETOS, 2016).

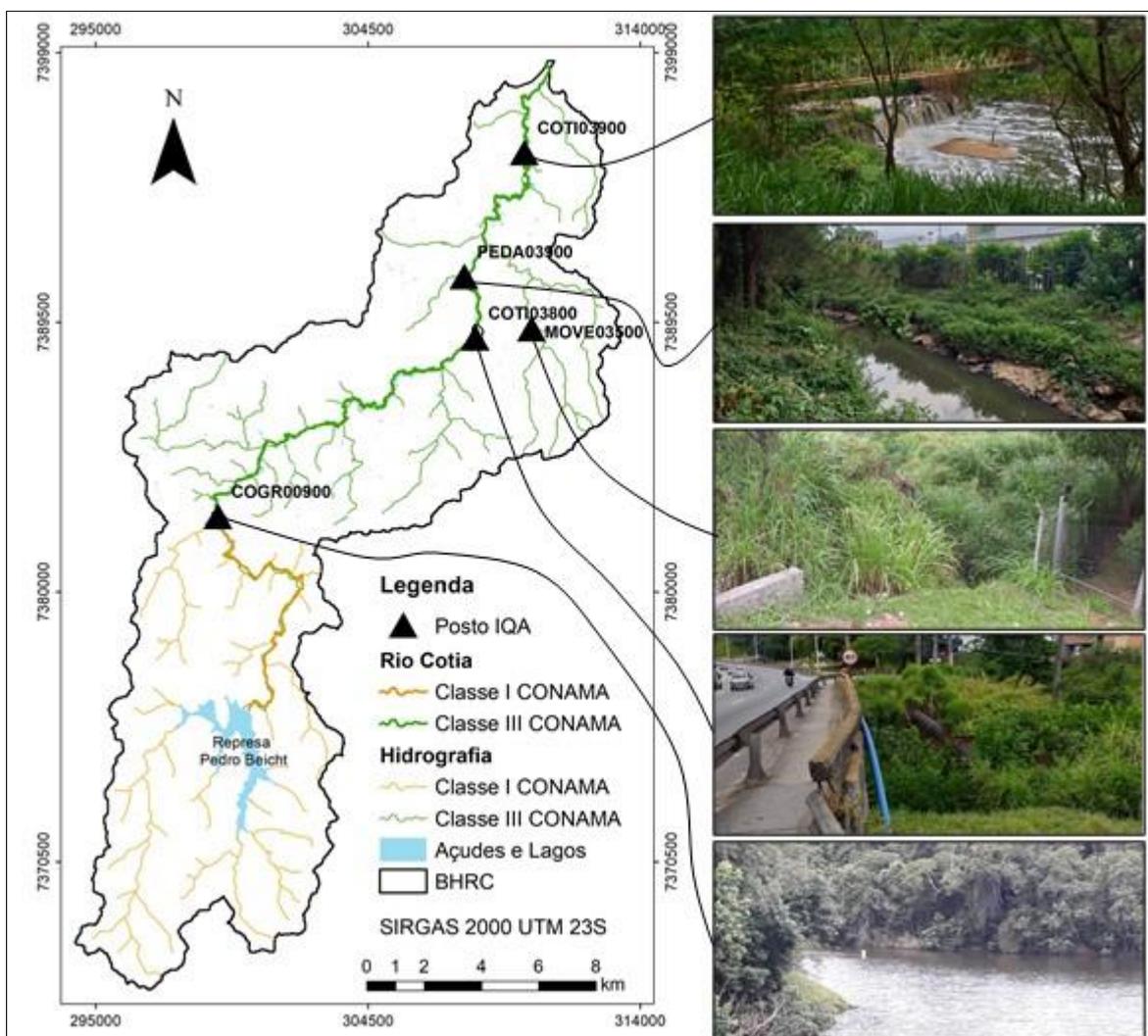
O mapa de pedologia foi elaborado a partir da compatibilização manual dos limites de classes de solo do mapa de Rossi (2017) com os limites do mapa pedológico disponível no Relatório Técnico N° 88.219 (São Paulo, 2007), pelo uso do software AutoCAD (AUTODESK, 2016).

4.3 DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

Segundo SEMA (2014), o Índice de Qualidade da Água (IQA) é usado como ferramenta na leitura de dados, ajudando na averiguação dos resultados, a representar a qualidade das águas superficiais numa escala numérica para abastecimento de água potável, permitindo avaliar a eficiência das medidas ambientais de controle e comparar o comportamento do mesmo corpo hídrico em períodos distintos.

Para a elaboração do IQA foram usados os dados do portal Infoáguas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2019), escolhendo-se cinco estações de monitoramento dentro da BHRC conforme é apresentado Figura 2.

Figura 2. Mapa de localização dos postos de monitoramento.



Fonte: A autoria própria.

As vistas de campo para análise da paisagem nos locais de monitoramento da qualidade da água foram realizadas entre os meses de outubro e novembro de 2019. As

observações foram feitas num circuito percorrido da jusante à montante do Rio Cotia e divididas nas áreas de contribuição.

As descrições dos pontos de monitoramento são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Localização dos pontos de monitoramento IQA-CETESB.

Ponto	Latitude Sul	Longitude Oeste	Descrição
COTI03900	23°32'25"	46°51'45"	No canal de captação de água da ETA do Baixo Cotia.
PEDA03900	23°34'37"	46°16'41"	A jusante da ponte da Rodovia Fernando Nobre.
COTI03800	23°35'56"	46°52'53"	Na ponte da Rodovia Raposo Tavares, altura do km 28,5 no município de Cotia.
MOVE03500	23°35'51"	46°51'27"	No Seminário do Bairro do Educandário.
COGR00900	23°39'12"	46°58'03"	Na barragem junto à captação do Alto Cotia.

Fonte: CETESB (2019).

Para o cálculo do IQA foi escolhido a metodologia proposta pela CETESB (2019), sendo calculado pelo produto ponderado (Equação 1) dos valores dos nove parâmetros que compõem o IQA, n_i : variação de temperatura, pH, saturação de Oxigênio Dissolvido (%OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes, Nitrogênio Total, Fósforo Total, sólidos totais e Turbidez. Cada variável é ponderada por um valor w_i entre 0 e 1, e a soma de todos os pesos é igual a 1. O resultado do IQA é um número expresso entre 0 e 100, baseados por meio de curvas normalizadoras (CETESB, 2019).

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad (1)$$

Sendo:

q_i é a qualidade do parâmetro i , adquirido através da curva média qualitativa (parâmetro gráfico) em função de sua medida;

w_i é o peso dado ao parâmetro em função de sua prioridade na qualidade.

Os parâmetros definidos pela CETESB estão apontados na Tabela 4, assim como os valores máximos determinados pela Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) para os

corpos de água pertencentes às Classes I e III. A Classe I abrange o Rio Cotia e todos seus afluentes até a Barragem das Graças e a Classe III abrange o mesmo e também todos os seus afluentes da Barragem das Graças em Cotia até a Barragem de Isolina na divisa entre os municípios Barueri e Carapicuíba (SÃO PAULO, 1977). Desta forma somente o posto de monitoramento COGR00900 se enquadra na Classe I, enquanto os outros quatro postos se enquadram na Classe III (Figura 2).

Tabela 4. Parâmetros, unidades de medida e pesos relativos do IQA.

Parâmetro	Unidade	Peso no IQA (wi)	Valores pelo CONAMA 357 Classe I	Valores pelo CONAMA 357 Classe III
Oxigênio Dissolvido	(% OD)	0,17	≥ 6	≥ 4
Coliformes Termotolerantes	(NMP/100 mL)	0,15	≤ 200	≤ 2.500
pH	-	0,12	6 a 9	6 a 9
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	(mg/L)	0,1	≤ 3	≤ 10
Nitrogênio Total	(mg/L)	0,1	-	-
Fósforo Total	(mg/L)	0,1	$\leq 0,1$	$\leq 0,15$
Turbidez	NTU	0,08	≤ 40	≤ 100
Sólido Total	(mg/L)	0,08	-	-
Variação de Temperatura	(°C)	0,1	-	-

Fonte: BRASIL (2005); CETESB (2019).

De acordo com a classificação do IQA, a qualidade das águas superficiais em estado bruto pode variar numa escala de 0 a 100, conforme é apresentado na Tabela 5.

Tabela 5. Classificação do IQA com definição.

Categoria	Ponderação	Cor	Definição
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$		Ocorre quando as águas estão em condições naturais, sem sofrer processos degradantes e mostrando excelentes condições para conservação da fauna / flora aquática, abastecimento público e agricultura.
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$		Ocorre em águas com condições também naturais, porém podem receber pequenas cargas poluentes isoladamente, porém

Categoria	Ponderação	Cor	Definição
			não comprometem a qualidade desta água para a conservação da vida aquática, abastecimento público e agricultura.
Regular	$36 < IQA \leq 51$		Ocorre em águas que sofrem grandes interferências antrópicas e degradação, contudo podem ser usadas para as atividades supracitadas com os devidos tratamentos físico-químicos e biológicos.
Ruim	$19 < IQA \leq 36$		Ocorre em águas com grande carga de poluentes e degradação, sendo utilizadas somente para geração de energia e navegação.
Péssima	$IQA \leq 19$		Ocorre em águas com muita carga poluente e fortíssima degradação, comprometendo a qualidade destas águas para vários usos, sendo usadas apenas para geração de energia e navegação.

Fonte: Adaptado de Racanicchi (2002) e CETESB (2019).

Assim, para melhor representar a sazonalidade dos dados de qualidade da água na BHRC, o IQA e seus parâmetros foram separados em período seco (ps) e chuvoso (pc) no intervalo de 2002 a 2018, sendo convencionados IQA_{ps} para a estação seca e IQA_{pc} para a estação chuvosa.

Os valores do IQA foram calculados no software livre IQAData Versão 2010 (Posselt; Costa, 2010) e depois transferidos ao Excel. Com o auxílio do software BioEstat, os nove parâmetros de IQA e os valores do IQA_{pc} e do IQA_{ps} foram analisados estatisticamente, sendo estes aplicados por AC.

Para a análise descritiva dos dados do IQA foram utilizadas as seguintes métricas: média, desvio padrão, mediana, amplitude, máximo, mínimo, variância e coeficiente de variação, considerando os valores médios do IQA de 2002 a 2018 e separados por AC. Para a análise dos dados dos parâmetros do IQA foi considerada somente a média, para cada área de contribuição.

Com relação a estatística inferencial foi realizado o teste Shapiro Wilk para verificar a normalidade dos nove parâmetros do IQA a um nível de significância de 5% (*p value*), considerando a bacia inteira. Para verificar a influência da pluviosidade sobre os parâmetros

do IQA, foram comparados os parâmetros do IQA entre ps e pc, aplicando-se o teste T Student para as variáveis paramétricas ou o teste de Wilcoxon para as variáveis não paramétricas ($p\ value \leq 5\%$), os quais verificam se há alteração significativa entre os resultados, conforme Ginevan (2004). Para o cálculo da estatística inferencial, foi utilizado o programa BioEstat 5.3 (AYRES *et al.*, 2007).

De forma a avaliar a possível influência do uso e ocupação da terra sobre a qualidade da água, foi aplicado o coeficiente de correlação de Pearson sobre o Índice de Qualidade da Água (ITA) e o Índice de Transformação Antrópica (ITA) para cada classe de uso da terra, sendo que a verificação da associação foi feita por meio do teste de hipótese T Student, indicado para um conjunto de até 30 amostras, com um nível de significância de 5% e com $n - 2$ graus de liberdade, conforme Ginevan (2004). Para o cálculo desta correlação também foi utilizado o programa BioEstat 5.3 (AYRES *et al.*, 2007).

4.4 DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO

A hidrografia da BHRC foi obtida a partir da vetorização manual das cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC, 1979) na escala 1:10.000, dividida entre rios perenes e intermitentes, sendo que estas cartas foram obtidas do repositório virtual DataGeo (2019), com auxílio do software AutoCAD (Autodesk, 2016), posteriormente convertido para formato *shapefile*. Teve-se o cuidado de desenhar os corpos hídricos no sentido de montante à jusante, a simular o fluxo da água fluvial.

O modelo digital de elevação (MDE) usado para a delimitação automática das áreas de contribuição (AC's) da BHRC foi o Alos-Palsar (ASF, 2019) com resolução espacial de 12,5 metros, sendo que as etapas a seguir foram feitas no software ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016).

A primeira etapa foi elaborar o modelo digital hidrologicamente consistente (MDEHC) que é a eliminação das depressões espúrias do MDE, pois, conforme Vieira, Almeida e Alves (2005), esses vazios impedem ou alteram o escoamento superficial, prejudicando a delimitação das AC's.

A segunda etapa consistiu na geração do plano de informação (PI) que continha a direção do fluxo da água por meio do comando *Flow Direction*, sendo que para este comando cada pixel do *raster* foi envolvido por oito pixels vizinhos, de forma que a inclinação de

cada um destes pixels circundantes é calculada pela diferença de altitude entre o pixel vizinho e o pixel centralizado (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

Na terceira etapa foi elaborado PI do fluxo acumulado a partir da direção do escoamento superficial pelo comando *Flow Accumulation*. Entretanto o fluxo acumulado precisou ser retificado algumas vezes até a rede de drenagem ter uma densidade próxima com a densidade da hidrografia da BHRC – a considerar os rios perenes e os rios intermitentes (IGC, 1979) –, através de comparação visual. Esta retificação se fez testando vários limiares de fluxo acumulado por número de pixels, através do comando de condicionante *Con*, baseando-se em um intervalo de 50 a 700.

A quarta etapa foi a extração automática da rede de drenagem a partir do limiar definido do fluxo acumulado da água. A extração foi feita pelo comando *Stream Order*, o qual se baseia na ordenação hídrica proposta pelo método de Strahler (1989), no qual os cursos de água sem tributários é estipulada a ordem “1”, ou primeira ordem, sendo que os corpos hídricos de segunda ordem se originam da confluência de dois canais de primeira ordem, podendo ter afluentes também de primeira ordem; os canais de água de terceira ordem se originam da convergência de dois curso de água de segunda ordem, podendo desembocar tributários de segunda e primeira ordens, e assim por diante (ELESBON *et al.*, 2011). Depois a rede de drenagem ordenada foi convertida de formato matricial para formato vetorial.

A quinta etapa foi a delimitação das cinco AC's, propriamente dita, por meio do comando *Basin*, considerando como ponto de exutório para cada sub bacia, o posto de monitoramento do IQA, sendo que os postos precisaram ser deslocados exatamente sobre a posição mais a jusante da rede de drenagem para que o comando fosse executado corretamente. Depois as AC's também foram convertidas para o formato vetorial e recortadas separadamente.

4.5 MAPEAMENTO DO USO DA TERRA

O mapa de uso da terra e cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia foi gerado a partir da edição do “Atlas do Uso e Ocupação do Solo dos Municípios da RMSP” (EMPLASA, 2006), em formato vetorial, ano base de 2002, adaptando-se as 18 classes de uso existentes na BHRC para 11 novas classes (Tabela 6), levando em consideração as diretrizes do “Manual Técnico de Uso da Terra” do IBGE (IBGE, 2013).

Tabela 6. Adaptação das classes de uso da terra.

Classe Original	Classe Adaptada	Cor	Definição (EMPLASA, 2006)
Hortifrutigranjeiro	Agropecuária		Áreas de cultura perene ou anual, horticultura, granja, piscicultura e gado.
Área urbanizada Equipamento urbano Outro uso Rodovia	Área urbana		Áreas arruadas e ocupadas por uso residencial, comercial e de serviços, caracterizadas por edificações de grande e pequeno porte, obras de infraestrutura e locais institucionais.
Aterro sanitário	Aterro sanitário		Área de depósitos de resíduos sólidos depositados, com tratamento ou jogados a céu aberto sem tratamento (lixão).
Favela	Aglomerado subnormal		Conjunto de moradias em condições sub habitacionais sem identificação de lotes, dispostas de forma desordenada e densa. Favelas urbanizadas foram classificadas como área urbana.
Espelho de água	Hidrografia		Córregos, rios e açudes (represas e lagos).
Indústria	Indústria		Edificações de grande porte que comportam fábricas, pátios de estacionamento, olarias, canteiros de obras etc.
Mineração	Mineração		Área de extração mineral, caracterizada pela remoção da cobertura vegetal e corte do relevo. Inclusos locais de exploração desativada.
Campo Capoeira Chácara Loteamento desocupado Vegetação de várzea	Pastagem		Vegetação caracterizada pela presença de gramíneas, com altura de 10 a 15 cm, podendo ser contínua ou espaçada (tufos com trechos de solo descoberto). Espaçadamente, podem existir pequenos arbustos e raramente arbustos.
Reflorestamento	Reflorestamento		Formações arbóreas e homogêneas, cultivadas pelo homem com fim econômico, com predominância de pinus e eucalipto.
Movimento terra / Solo exposto	Solo exposto		Região que sofreu processos erosivos, sem cobertura vegetal.
Mata	Vegetação arbórea		Vegetação constituída com árvores de porte superior a 5 metros, cujas copas se toquem ou propiciem uma cobertura de

Classe Original	Classe Adaptada	Cor	Definição (EMPLASA, 2006)
			pele menos 40%. Se é de formação secundária, as árvores podem ter altura menor que 5 metros, possuindo apenas um tronco (não pode ser arbusto).

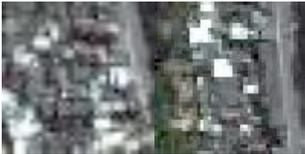
Fonte: Adaptado de EMLASA (2006) e IBGE (2013).

Além do mapa de uso da terra e cobertura vegetal do ano de 2002, foi realizado o mapeamento do uso da terra para os anos de 2011 e 2019, sendo que para os anos de 2011 e 2019 foram atualizadas e retificadas as classes do mapa de 2002 por meio de interpretação visual conforme proposto por Novo (2010), usando três elementos de identificação – cor, textura e forma –, para a criação das chaves de interpretação do mapeamento.

Foram usadas como base imagens ortorretificadas cedidas pela SABESP e as imagens disponíveis no programa Google Earth Pro (2017). As imagens da SABESP do ano de 2011 possuem resolução espacial de 1 metro e foram obtidas a partir de aerofotogrametria executada pela empresa Base Aerofotogrametria e Projetos, e as imagens de 2019 possuem resolução espacial de 50 centímetros e foram obtidas do satélite Kompsat 2, cedidas pela empresa Engemap Geoinformação.

A Tabela 7 apresenta a chave de interpretação dos usos e cobertura do solo da BHRC.

Tabela 7. Chaves de interpretação para mapeamento da cobertura e uso da terra.

Classe	Amostra da imagem	Cor	Textura	Forma
Aglomerado subnormal		Cinza Branco Verde-escuro	Rugosa	Regular
Agropecuária		Verde-claro, Verde-escuro, Rosado	Lisa Rugosa	Irregular Regular
Área urbana		Rosado Cinza Verde-escuro Laranja	Rugosa	Regular
Aterro sanitário		Verde-escuro Rosado Cinza	Rugosa Lisa	Regular

Classe	Amostra da imagem	Cor	Textura	Forma
Hidrografia		Preto Verde-claro Verde-escuro	Lisa	Irregular Regular
Indústria		Cinza Rosado Branco	Rugosa	Regular Irregular
Mineração		Branco Rosado	Lisa Rugosa	Irregular
Pastagem		Verde Verde-escuro Verde-claro	Lisa Rugosa	Regular
Reflorestamento		Verde-escuro Verde	Rugosa Lisa	Regular
Solo exposto		Rosado Branco	Lisa Rugosa	Regular Irregular
Vegetação arbórea		Verde-escuro Verde-claro	Rugosa Lisa	Irregular

Fonte: Adaptado de Novo (2010).

Foram realizadas visitas a campo com o objetivo de verificação e aprimoramento das determinações das classes de solo, melhorando a precisão das informações observadas nas imagens de forma a eliminar dúvidas e diminuir a margem de erros durante a retificação dos polígonos das classes.

Foi aplicada também a técnica de análise da paisagem proposta por Vlami *et al.* (2019) para validar os dados sobre padrões de ocupação e disposição dos resíduos poluentes na BHRC. Esta técnica consiste na avaliação de quinze (15) variáveis, divididas em categorias de uso da terra, estrutura construída, poluição, biodiversidade, integridade de ecossistema e qualidade estética, sendo que cada variável foi pontuada variando de 1 (ruim) a 10

(excelente, “condição de referência”), a partir de um ponto de vista com visão de 180 graus de paisagem e um raio de variação de até 50 m. A multiplicação da média aritmética de cada variável por dez fornecerá o *Landscape Assessment Protocol Conservation Index* (LAP-CI), sendo que este é classificado da seguinte forma: “Muito Ruim” (LAP-CI menor ou igual a 30); “Ruim” (LAP-CI entre 31 e 49); “Moderado” (LAP-CI entre 50 e 69); “Bom” (LAP-CI entre 70 e 84) e “Excelente (LAP-CI maior ou igual a 85).

O mapa de uso da terra e cobertura vegetal da BHRC referente a cada ano foi recortado pelas AC's de forma a detalhar melhor a variabilidade espacial de cada classe ao longo do tempo.

4.6 CÁLCULO DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA

O Índice de Transformação Antrópica (ITA) foi elaborado por Lémechev (1982), objetivando quantificar a pressão antrópica sobre alguma estrutura do meio ambiente. O ITA é calculado sobre o mapa de uso da terra e cobertura vegetal, conforme a Equação 2.

$$ITA = \sum \frac{(\%USO \times PESO)}{100} \quad (2)$$

Sendo:

USO é a área em valores percentuais de uma determinada classe de uso da terra;

PESO é o valor atribuído aos diferentes tipos de uso de solo referente ao grau de modificação antrópica, variando de 0 a 10, sendo que o valor de “10” é atribuído pressão antrópica máxima e o valor de “0” é atribuído como nenhuma pressão.

Para a obtenção dos pesos de cada classe de uso da terra para a BHRC, aplicou-se a média aritmética de pesos utilizados em outros estudos pelos pesquisadores Karnaukhova (2000); Ortega (2011); Gouveia, Galvanin e Neves (2013); Rodrigues, Neves, S. e Neves, J. (2014) e Lopes *et al.* (2017), conjugada com o apoio da técnica de análise da paisagem proposta por Vlami *et al.* (2019), conforme mostra a Tabela 8.

Tabela 8. Média aritmética do peso do ITA.

Peso ITA	Autor 1 (a)	Autor 2 (b)	Autor 3 (c)	Autor 4 (d)	Autor 5 (e)	Média
Aglomerado subnormal	8	9,1	-	8	8,2	8,3
Agropecuária	6	7,2	7,7	5	8,4	6,9

Peso ITA	Autor 1 (a)	Autor 2 (b)	Autor 3 (c)	Autor 4 (d)	Autor 5 (e)	Média
Área Urbana	8	9,1	-	9,7	8,2	8,8
Aterro Sanitário	-	-	-	-	9,2	9,2
Hidrografia	-	6,4	1	2	2	2,9
Indústria	-	10	-	-	8,2	9,1
Mineração	10	10	-	-	-	10,0
Pastagem	6	5,4	5,5	-	6,2	5,8
Reflorestamento	-	2,5	-	1	6,2	3,2
Solo exposto	6	-	-	-	9	7,5
Vegetação arbórea	1	0,2	1	1	1	0,8

Legenda: (a) Karnaukhova (2000), (b) Ortega (2011), (c) Gouveia, Galvanin e Neves (2013), (d) Rodrigues, Neves, S. e Neves, J. (2014) e (e) Lopes et al. (2017).

Fonte: Adaptado de Lémechev (1982).

Quanto à classificação do ITA, usou-se a proposta por Gouveia, Galvanin e Neves (2013), aplicada na BHRC: “Pouco degradado” (0 a 2,5), “Regularmente degradado” (2,5 a 5), “Degradado” (5 a 7,5) e “Muito degradado” (7,5 a 10). O ITA foi calculado para a BHRC e para as AC’s.

4.7 DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA

O *Potential Non-point Pollution Index* (PNPI) foi elaborado por Munafò *et al.* (2005) em Sistemas de Informações Geográficas (SIG) para mostrar as áreas mais vulneráveis a produzir poluição difusa na bacia hidrográfica do rio Tiber, na Itália.

Neste sentido, foi escolhida a aplicação do PNPI para a BHRC, pois, segundo Haupt (2009), este indicador é flexível, e pode ser aplicado em bacias rurais, urbanas ou mistas, exigindo poucos dados de entrada, e dispensando a necessidade de calibração e validação, diferentemente de modelos estatísticos e físicos.

O PNPI enfoca nas ações que causam a poluição difusa e não em seus impactos ao meio ambiente, de forma a dispensar o monitoramento da qualidade da água, mostrando como resultado mapas que destacam as regiões mais fragilizadas pela poluição difusa.

Para o cálculo do PNPI é necessária a obtenção de três variáveis, as quais variam de 0 a 1 e são descritas a seguir (MUNAFÓ *et. al.*, 2005).

- LCI (*Land Cover Indicator*) que mostra o potencial da poluição difusa gerada pelas classes de uso da terra;

- ROI (*Run-Off Indicator*) que indica o deslocamento do poluente e sua provável infiltração em função da inclinação do relevo, permeabilidade do solo e também no uso da terra;
- DI (*Distance Indicator*) que considera a proximidade da carga poluente em relação ao corpo hídrico.

Após a determinação das variáveis, o PNPI é calculado conforme expressão abaixo (Equação 3):

$$\text{PNPI} = p_{\text{LCI}} \times \text{LCI} + p_{\text{DI}} \times \text{DI} + p_{\text{ROI}} \times \text{ROI} \quad (3)$$

Sendo:

p_{LCI} , p_{DI} e p_{ROI} são os pesos relativos de cada uma das variáveis que compõem o PNPI, com os valores respectivamente de 4,8, 2,6 e 2,6.

O PNPI varia de 0 a 10, sendo classificado de acordo com Haupt (2009) em:

- Classe I – Potencial muito baixo: $\text{PNPI} \leq 4,5$;
- Classe II – Potencial baixo: $4,5 < \text{PNPI} \leq 5,5$;
- Classe III – Potencial moderado: $5,5 < \text{PNPI} \leq 6,5$;
- Classe IV – Potencial alto: $6,5 < \text{PNPI} \leq 7,5$;
- Classe V – Potencial muito alto: $\text{PNPI} > 7,5$.

O PNPI e suas variáveis foram calculadas pelo software ArcGIS (ESRI, 2016) pelo algoritmo *Raster Calculator* em formato matricial e depois convertidas em polígonos para cálculo das áreas por classificação, para a BHRC. Após o cálculo, o *raster* do PNPI foi recortado individualmente para cada AC da BHRC.

4.7.1 CÁLCULO DO INDICADOR DE USO DA TERRA (LCI)

O LCI é baseado num sistema europeu de classificação de uso da terra, chamado *Corine Land Cover* (CLC), cujos especialistas sugeriram um valor a depender do grau poluente: regiões fortemente urbanizadas e de agropecuária intensa ganharam os coeficientes maiores, enquanto áreas vegetais preservadas receberam valores mais baixos. Ressalta-se que os especialistas avaliaram a carga antrópica nas águas superficiais sem se basear em quaisquer poluentes (MUNAFÒ *et al.*, 2005).

Para a BHRC, os valores do LCI foram adaptados de Cecchi *et al.* (2007) e de Haupt (2009), variando numa escala de 0 a 1 e são adimensionais, conforme mostra a Tabela 9.

Tabela 9. Valores do LCI.

Classe de Uso de Solo	LCI
Aglomerado subnormal	0,856
Agropecuária	0,484
Área urbana	0,822
Aterro sanitário	0,811
Hidrografia	0,088
Indústria	0,778
Mineração	0,778
Pastagem	0,194
Reflorestamento	0,289
Solo exposto	0,689
Vegetação arbórea	0,056

Fonte: Adaptado de Munafò *et al.* (2005).

4.7.2 CÁLCULO DO INDICADOR DE DISTÂNCIA (DI)

O DI é determinado pela extensão normalizada entre o pixel i e o corpo hídrico mais próximo, em função do escoamento superficial – neste caso foi usada a rede de drenagem extraída automaticamente. Assim, considerando a menor capacidade de transporte do poluente, quanto menor essa distância, maior será o valor do DI. A função potencial desenvolvida por Cecchi *et al.* (2007) para o cálculo do DI é apresentada na Equação 4:

$$DI = e^{(-DI_i \times k)} \quad (4)$$

Sendo:

DI_i é a distância do pixel i ao rio medido em número de células, a variar numa escala de 0 a 1;

k é uma constante com valor de 0,090533.

O DI_i foi obtido pelo comando *Euclidean Distance* do ArcGIS e dividido por 12,5 m que é a resolução espacial do *raster* (ESRI, 2016).

4.7.3 CÁLCULO DO INDICADOR DE RUN-OFF (ROI)

A variável ROI depende do tipo do solo, do uso da terra e da declividade do relevo. O ROI é diretamente influenciado pelo tipo de solo superficial por meio da permeabilidade, a qual pode variar de Alta (A), a Baixa (D), sendo que Cecchi *et al.* (2007) mostram

originalmente os valores de *run-off* numa lista para as classes de uso da terra do LCI em função das classes de permeabilidade do solo, sendo esta baseada no mapa de pedologia (descrito no item 4.2). Como não há disponível um mapa de permeabilidade para a BHRC, foi necessário atribuir as classes de permeabilidade aos tipos pedológicos de solo na bacia, baseando-se nos termos linguísticos do Manual Técnico de Pedologia do IBGE (IBGE, 2007):

- Classe A – Latossolo Vermelho Amarelo, caracterizado como “bem drenado”: a água é expurgada do solo facilmente, entretanto não com rapidez, apresentando uma textura argilosa ou média;
- Classe B – Argissolo Vermelho Amarelo, caracterizado como “moderadamente drenado”: a água é removida do solo um tanto lentamente, o qual fica molhado por uma pequena parte do ano. Apresentam uma drenagem lenta no *solum* e este fica imediatamente acima do lençol freático;
- Classe C – Cambissolo Háptico caracterizado como “imperfeitamente drenado”: a água é retirada lentamente do solo, de forma que fica úmido por tempo significativo, mas não a maioria do ano. Possuem uma camada de permeabilidade lenta no *solum* e nível de água subterrânea alta;
- Classe D – Gleissolo Melânico, caracterizado como “mal drenado”: a água é removida muito lentamente do solo, o qual fica molhado a maior parte do ano. O nível do lençol freático é próximo da superfície.

A Tabela 10 apresenta os valores do ROI em função do tipo do solo e classes de uso de solo.

Tabela 10. Valores do ROI.

Classe de Uso de Solo do CLC	Classes de Permeabilidade			
	A Latossolo Vermelho Amarelo	B Argissolo Vermelho Amarelo	C Cambissolo Háptico	D Gleissolo Melânico
Aglomerado subnormal	0,77	0,85	0,90	0,92
Agropecuária	0,41	0,64	0,76	0,82
Área urbana	0,77	0,85	0,90	0,92
Aterro Sanitário	0,46	0,69	0,79	0,84
Hidrografia	1,00	1,00	1,00	1,00
Indústria	0,89	0,90	0,92	0,94

Classe de Uso de Solo do CLC	Classes de Permeabilidade			
	A	B	C	D
	Latossolo Vermelho Amarelo	Argissolo Vermelho Amarelo	Cambissolo Háplico	Gleissolo Melânico
Mineração	0,46	0,69	0,79	0,84
Pastagem	0,49	0,69	0,79	0,84
Reflorestamento	0,45	0,66	0,77	0,83
Solo exposto	0,57	0,72	0,81	0,86
Vegetação arbórea	0,36	0,60	0,73	0,79

Fonte: Adaptado de Cecchi *et al.* (2007).

De acordo com Cecchi *et al.* (2007), os valores do ROI devem ser retificados pela ação da declividade, por meio da soma dos valores indicados na Tabela 11. Se o valor retificado for maior que 1 (um), o valor do ROI deve ser mantido como igual a 1 (um).

Tabela 11. Coeficientes de correção ao ROI em função da declividade.

Declividade (°)	Declividade (%)	Coefficiente de correção
≤ 2°50'	≤ 4,60	0
2°50' - 3°41'	4,60 - 6,43	0,1
3°41' - 4°32'	6,43 - 7,92	0,2
4°32' - 5°23'	7,92 - 9,42	0,3
5°23' - 6°14'	9,42 - 10,92	0,4
6°14' - 7°05'	10,92 - 12,42	0,5
7°05' - 7°56'	12,42 - 13,91	0,6
7°56' - 8°47'	13,91 - 15,42	0,7
8°47' - 9°38'	15,42 - 16,94	0,8
9°38' - 10°29'	16,94 - 18,48	0,9
≥ 10°29'	≥ 18,48	1

Fonte: Adaptado de Cecchi *et al.* (2007).

O cruzamento dos dados de classe de uso da terra com os dados da classe de permeabilidade do solo foi feito a partir do comando *Spatial Join* do programa ArcGIS, assim como o cruzamento dos pixels do *raster* de declividade média com os valores de ROI foi feito a partir do comando *Add Surface Information* (ESRI, 2016).

4.8 ESTIMATIVA DE CARGA POLUIDORA DIFUSA

A quantificação estimada dos poluentes difusos foi feita pelo Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo e Qualidade de Água (MQUAL), elaborado pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SEMA, 2003), instaurado como instrumento técnico da Lei Estadual 12.233/06, referente à Bacia do Guarapiranga.

Essa ferramenta se baseia em coeficientes de exportação (Equação 5), os quais são obtidos por meio de análises sob situações hidrológicas médias em período anual do quanto uma bacia hidrográfica escolhida escoará de coliformes totais, resíduos em suspensão, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Nitrogênio Total e Fósforo Total aos seus corpos hídricos (IEGA, 2009).

$$CD = A \times CE \quad (5)$$

Sendo:

CD é a carga difusa (kg/dia);

A é a área da classe de uso da terra (km²);

CE é o coeficiente de exportação (kg x (km² x dia)⁻¹).

O MQUAL possui três etapas, que simbolizam a ocorrência de geração e autodepuração das cargas poluentes das nascentes: módulo 1 – geração de cargas (topografia da bacia), módulo 2 – simulação dos principais tributários e módulo 3 – simulação dos reservatórios (PACHECO, 2013).

Para a BHRC, foi usado somente o primeiro módulo e como cargas difusas apenas o fósforo, nitrogênio e sólido em suspensão, baseando-se na classificação proposta por Steinke, Ferreira e Saito (2012), sendo que a Tabela 12 apresenta os coeficientes de exportação para cada classe de uso da terra.

Tabela 12. Coeficientes de exportação (kg/km²/dia) correspondentes ao uso da terra.

Classe de uso da terra	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Sólido Total
Aglomerado subnormal	0,034	1,27	50
Agropecuária	0,346	2,95	230
Área urbana	0,034	1,27	50
Aterro sanitário	0,068	2,54	100
Hidrografia	-	-	-
Indústria	0,085	2,29	90
Mineração	0,051	1,90	75

Classe de uso da terra	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Sólido Total
Pastagem	0,028	0,50	30
Reflorestamento	0,039	0,60	20
Solo exposto	0,346	2,95	230
Vegetação arbórea	0,039	0,60	20

Fonte: Adaptado de SEMA (2003).

Ressalta-se que os coeficientes de exportação para solo exposto foram determinados como iguais aos de agropecuária (Tabela 12), uma vez que o MQUAL não contempla esta classe de uso de solo (SEMA, 2003). Esta escolha se justifica pelo fato que a ausência de cobertura vegetal favorece o carreamento dos nutrientes aos corpos hídricos, reduzindo assim o IQA, conforme Mansor, Teixeira Filho e Roston (2006). O pesquisador Moraes Neto (2018) também corrobora este desígnio, ao constatar correlações de Pearson com significância estatística ($p < 0,01$) entre áreas de solo exposto com os parâmetros de nitrogênio total (0,73) e fósforo total (0,52) nas bacias dos rios Piranhas-Açu e Apodi-Mossoró em Rio Grande do Norte (RN).

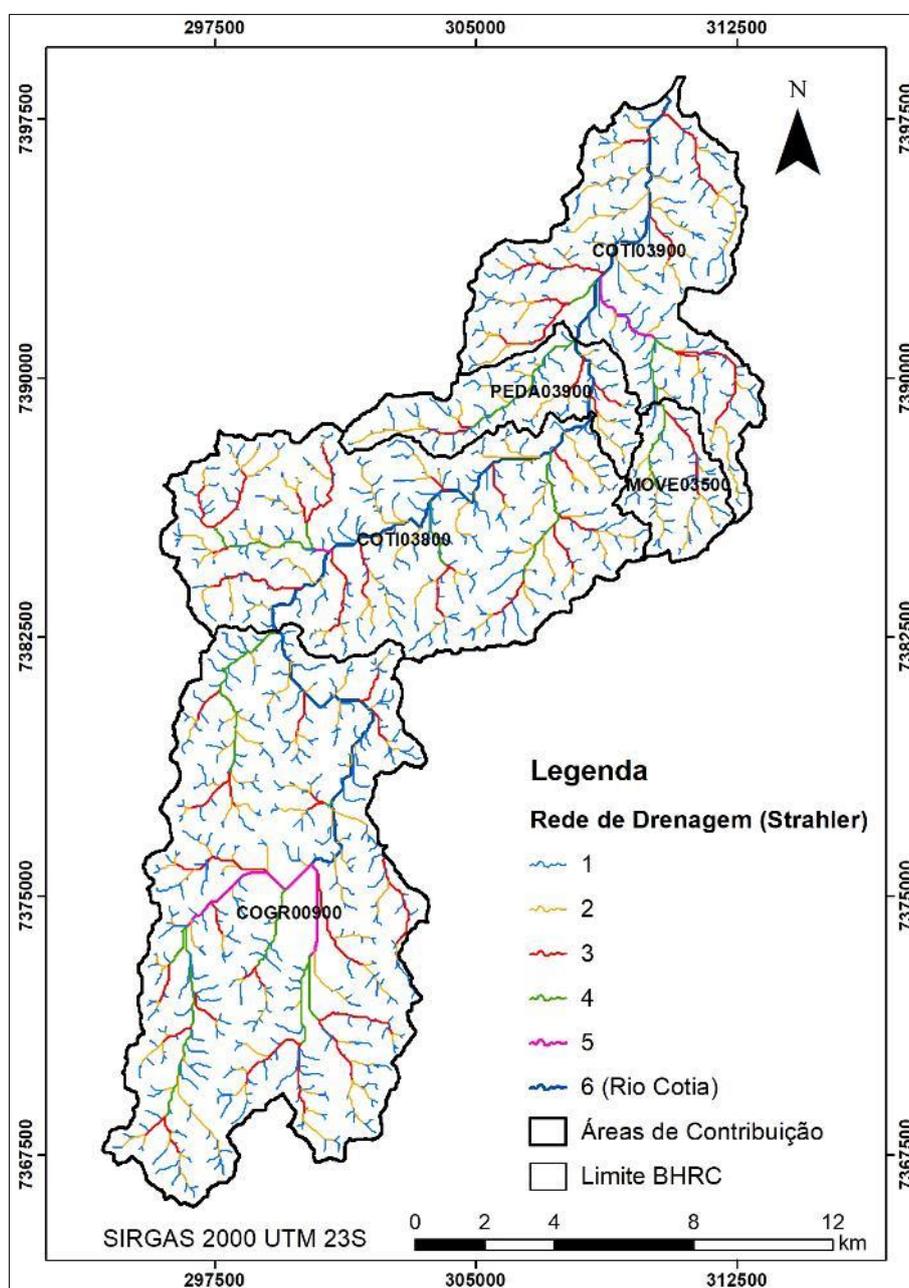
Depois dos resultados da geração da carga poluidora difusa, com o apoio do software ArcGIS foi gerado um mapa para cada poluente exportado, considerando os valores da Tabela 12 e Equação 5, porém utilizando a área do pixel (formato matricial) com 100 m² (ESRI, 2016).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DA CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA

O Rio Cotia, cuja ordem hídrica é de sexta segundo Strahler (1989), apresenta um comprimento de 35,74 km no sentido sudoeste até o exutório. Ressalta-se que o algoritmo utilizado do software para extração de drenagem não faz a diferenciação se os córregos são perenes ou intermitentes. A Figura 3 mostra o mapa da rede de drenagem da BHRC extraída automaticamente do fluxo acumulado da água.

Figura 3. Mapa da rede de drenagem.



Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 3, o total de canais de drenagem é de 1.895 unidades, sendo que a soma do comprimento destes canais é aproximadamente 652 km. Os cursos d'água de primeira ordem apresentam 319,6 km de extensão, os rios de segunda ordem apresentam 158,6 km de extensão, os canais de terceira ordem apresentam 84,8 km de comprimento, os rios de quarta ordem apresentam 42,2 km de comprimento e os canais de quinta ordem apresentam uma dimensão de 10,9 km. Foram identificadas também 1024 nascentes / olhos d'água para a BHRC, sendo 190 na AC COTI03900, 68 na AC PEDA03900, 44 na AC MOVE03500, 304 na AC COTI03800 e 418 na AC COGR00900.

Quanto às classes do CONAMA, 40,3% da rede de drenagem pertence a Classe I e está dentro AC COGR00900, e 59,7% pertence à Classe III, distribuída nas demais AC's. Quanto ao Rio Cotia, aproximadamente 29% de sua extensão pertence à Classe 1 e 71% à Classe 3.

A Tabela 13 apresenta os parâmetros morfométricos divididos por posto de monitoramento e também da bacia hidrográfica como um todo, sendo que os valores desta tabela foram obtidos a partir da extração da rede drenagem, conforme mostrado na Figura 3.

Tabela 13. Parâmetros morfométricos.

Características Morfométricas	Un.	COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI 03800	COGR 00900	BHRC
Área da bacia (A)	km ²	47,50	16,56	10,09	73,06	104,16	251,37
Perímetro (P)	km	55,38	28,66	16,52	51,01	72,35	141,97
Comprimento do Rio Principal	km	8,84	2,62	2,91	13,83	10,45	35,74
Comprimento dos Cursos de Água	km	127,09	42,57	27,80	191,42	262,97	651,86
Quantidade de Cursos de Água	-	356	126	86	562	765	1.895
Comprimento da Bacia (L)	km	12,90	7,50	4,80	12,90	16,90	35,70
Padrão de Drenagem	-	dendrítica					
Ordem Hídrica (Strahler)	-	6	5	4	6	6	6
Altitude mínima	m	715,00	751,00	769,00	758,00	877,00	715,00
Altitude média	m	812,00	879,00	852,00	887,00	982,50	901,50
Altitude máxima	m	909,00	1007,00	935,00	1016,00	1088,00	1.088,00
Amplitude Altimétrica (Hm)	m	194,00	256,00	166,00	258,00	211,00	373,00

Características Morfométricas	Un.	COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI 03800	COGR 00900	BHRC
Declividade do Rio Principal	%	0,32	0,34	0,55	0,93	0,47	0,57
Declividade da Bacia	%	2,20	9,77	5,70	1,87	2,02	1,04
Declividade Máxima da Bacia (Dv Máx.)	%	66,45	77,85	77,15	110,0	93,12	47,84
Declividade Mínima da Bacia (Dv Mín.)	%	0,75	0,28	0,00	0,65	0,00	0,00
Densidade de Drenagem (Dd)	km/km ²	2,68	2,57	2,75	2,62	2,52	2,59
Densidade Hidrográfica (Dh)	canais/ km ²	7,50	7,61	8,52	7,69	7,38	7,55
Índice de Compacidade (Kc)	-	2,25	1,97	1,46	1,67	1,98	2,51
Fator de Forma (F)	-	0,29	0,29	0,44	0,44	0,36	0,20
Índice de Sinuosidade (Is)	-	0,68	0,35	0,09	1,07	0,62	1,00
Índice de Rugosidade (Ir)	-	519,11	658,02	457,30	675,94	532,71	967,26
Índice de Circularidade (Ic)	-	0,19	0,25	0,46	0,35	0,25	0,16
Tempo de Concentração (Tc)	min	92,89	20,50	3,03	139,67	109,15	362,74

Fonte: Autoria própria.

Embora o limite da BHRC seja obtido pela SABESP (2019), os valores distintos observados na Tabela 13 provam a necessidade de compartimentação de uma bacia hidrográfica para expor as diferenças físicas locais. Corroborando com esta afirmação, pode-se afirmar em relação às cinco AC's que a área MOVE03500 possui a maior quantidade de valores mínimos (11) e a região COTI03800 possui a maioria de valores máximos (8) dos parâmetros morfométricos levantados.

A bacia hidrográfica do Rio Cotia é classificada como de ordem hídrica 6, assim como suas AC's, exceto a PEDA03900 que possui ordem 4 e a MOVE03500 que possui ordem 5. A área (A) da BHRC corresponde à 251,37 km², enquanto a AC menor é a MOVE03500 e a maior é a AC COGR00900, correspondente à Reserva do Morro Grande.

A densidade de drenagem (Dd) obtida para BHRC foi de 2,59 km/km² o que indica que a bacia tem uma drenagem muito boa, segundo Cardoso *et al.* (2006), valendo

igualmente para as todas as compartimentações, de forma que o sistema de drenagem é bem desenvolvido.

A densidade hidrográfica (D_h) é um índice que expressa o número de rios por quilômetro quadrado de região hidrológica, sendo que para a BHRC o valor encontrado foi de 7,55 canais/km² associados entre si e com capacidade de drenar a água superficial da bacia. A BHRC aponta uma condensação relativamente constante da rede de drenagem, devido aos valores próximos de D_h entre si às AC's, exceto a AC MOVE03500 com um valor de 8,52 canais/km², a qual se constitui de uma área mais densa em quantidade de canais em relação à bacia como um todo. Esta peculiaridade justifica, novamente, a necessidade de compartimentação da bacia em estudo.

O índice de compacidade (K_c) tanto para a bacia como para as AC's é maior que 1, logo possuem baixa susceptibilidade à ocorrência de inundação segundo Silveira (2005), devido ao seu formato geométrico tendendo mais ao elíptico e menos circular.

O fator de forma (F) também tanto para a bacia como para as AC's é menor que 1, o que indica que por este indicador morfométrico a bacia tende a ter um formato mais alongado e menor probabilidade de ocorrência de enchente, segundo Oliveira *et al.*, (2007), uma vez que em uma bacia estreita, os afluentes tendem a atingir o curso de água principal em vários pontos ao mesmo tempo evitando o acúmulo, sendo inverso ao que acontece em bacias circulares.

O índice de circularidade (I_c) obtido para a BHRC e suas AC's apresentou valores menores que 0,51. Segundo Silveira (2005) estes valores indicam bacias com um formato mais alongado e pouco susceptíveis a enchentes, sob condição normal de chuva.

O tempo de concentração (T_c) para a BHRC foi de 6,05 horas, ressaltando a baixa possibilidade de enchentes, segundo Oliveira *et al.* (2007). Entretanto, os valores se mostraram diferentes às AC's, com um valor médio do T_c de 1,22 horas, especialmente para a MOVE03500 com um T_c de apenas três minutos aproximadamente, uma vez que esta AC é a de menor tamanho, possuindo um muito talvegue curto ($L = 430$ metros) em função do seu relevo suavemente ondulado.

Entretanto, baseado em Silveira (2005), deve-se escolher cuidadosamente a equação do T_c , pois existem muitas fórmulas disponíveis na literatura que levam em considerações outras variáveis além do comprimento do canal principal e da amplitude altimétrica como, por exemplo, área da bacia, coeficiente de impermeabilização, CN (*Curve Number*), declividade e coeficiente de rugosidade. Estas fórmulas levam em consideração critérios como uso predominante do solo (rural ou urbano), tamanho máximo, clima, morfologia etc.

O índice de sinuosidade (I_s) encontrado para a BHRC foi de 1,00 e para as AC's o valor variou de 0,09 (MOVE03500) a 1,07 (COTI03800); cujos valores abaixo de 1 indicam canais de drenagem retilíneos e pouco tortuosos, os quais evitam a tendência do aporte de sedimentos.

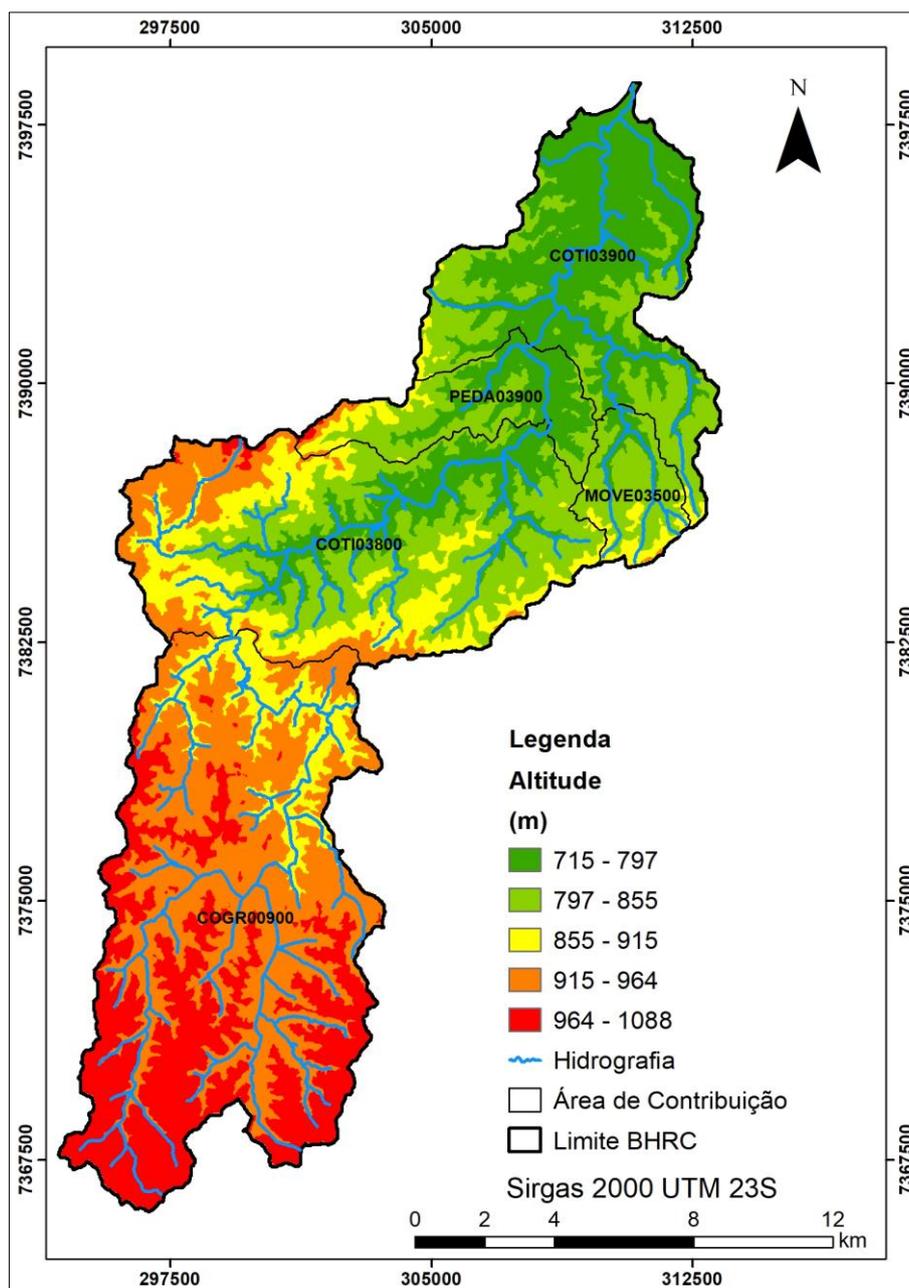
O padrão de drenagem tanto para a BHRC como para suas compartimentações é do tipo dendrítica, que manifesta forma arborescente, apresentando similaridade com a configuração de uma árvore, onde os afluentes do rio principal se espalham com ângulo agudos em direções e graduações, diversas, raramente mostrando um ângulo reto. Quando se tem a presença de ângulos retos no padrão dendrítico, geralmente se intitula como anomalias relacionadas a falhas geológicas ou fenômenos tectônicos (SILVEIRA, 2005).

A hipsometria se associa diretamente com os valores de índice de rugosidade (I_r), que segundo Sousa e Rodrigues (2012), se classificam como “muito forte” para a BRHC e entre “média” a “forte” para suas áreas de contribuições. Segundo Barros, Magalhães Júnior e Raposo (2010), quanto maior a densidade de drenagem (D_d), maior será a o I_r caracterizando comprimentos de rampa menores com maiores declividades, a realçar o escoamento superficial e os processos erosivos.

A amplitude altimétrica é a diferença entre a foz do rio e a maior altitude situada na bacia hidrográfica. A Figura 4 mostra o mapa hipsométrico da BHRC com suas AC's e hidrografia de rios perenes vetorizados das cartas topográficas do IGC (1979), apontando uma altitude mínima de 715 m e uma altitude máxima de 1088 m, resultando numa amplitude altimétrica de 373 m e uma altitude média de 901,5 m com um desvio padrão de 39,9 m.

Analisando a Figura 4 a amplitude topográfica de 373 m evidencia uma forte probabilidade de acontecer mudanças climáticas na BHRC, uma vez que, segundo Teodoro *et al.* (2007), em cotas elevadas a temperatura é menor que em cotas mais baixas, devido ao diminuto montante de energia que é usado para evaporar a água; já em altitudes baixas, quase toda a energia retida é aplicada na evaporação ou transpiração. Também se observa que a BHRC aponta propriedades litologicamente avançadas, acentuada pelo formato das regiões com altitude menor e por consequência com menor declividade, devido aos processos erosivos.

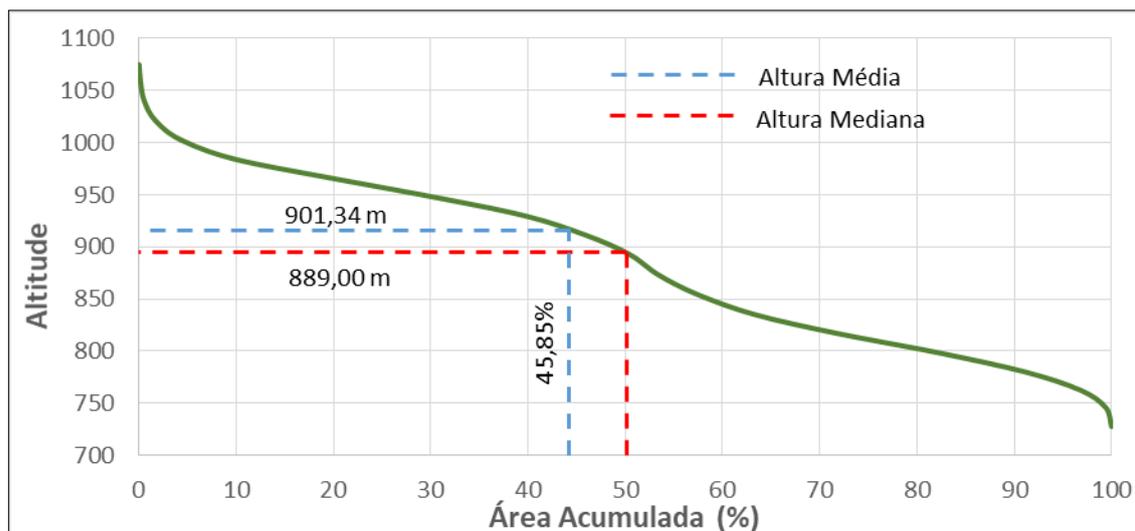
Figura 4. Mapa hipsométrico da BHRC.



Fonte: autoria própria.

A AC COGR00900 é a região que possui as altitudes mais elevadas, a receber maior quantidade de precipitação, implicando assim numa concentração pluviométrica que supre o abastecimento tanto das águas subterrâneas (aquíferos A e B) como das águas superficiais (Represa Pedro Beicht), as quais são responsáveis pela nascente do Rio Cotia e seus principais afluentes (SÃO PAULO, 2007).

O resultado da amplitude altimétrica expõe um relevo que não é plano, possuindo alteração acentuada e notável. A Figura 5 mostra o gráfico da Curva Hipsométrica da área de estudo.

Figura 5. Curva hipsométrica da BHRC.

Fonte: autoria própria.

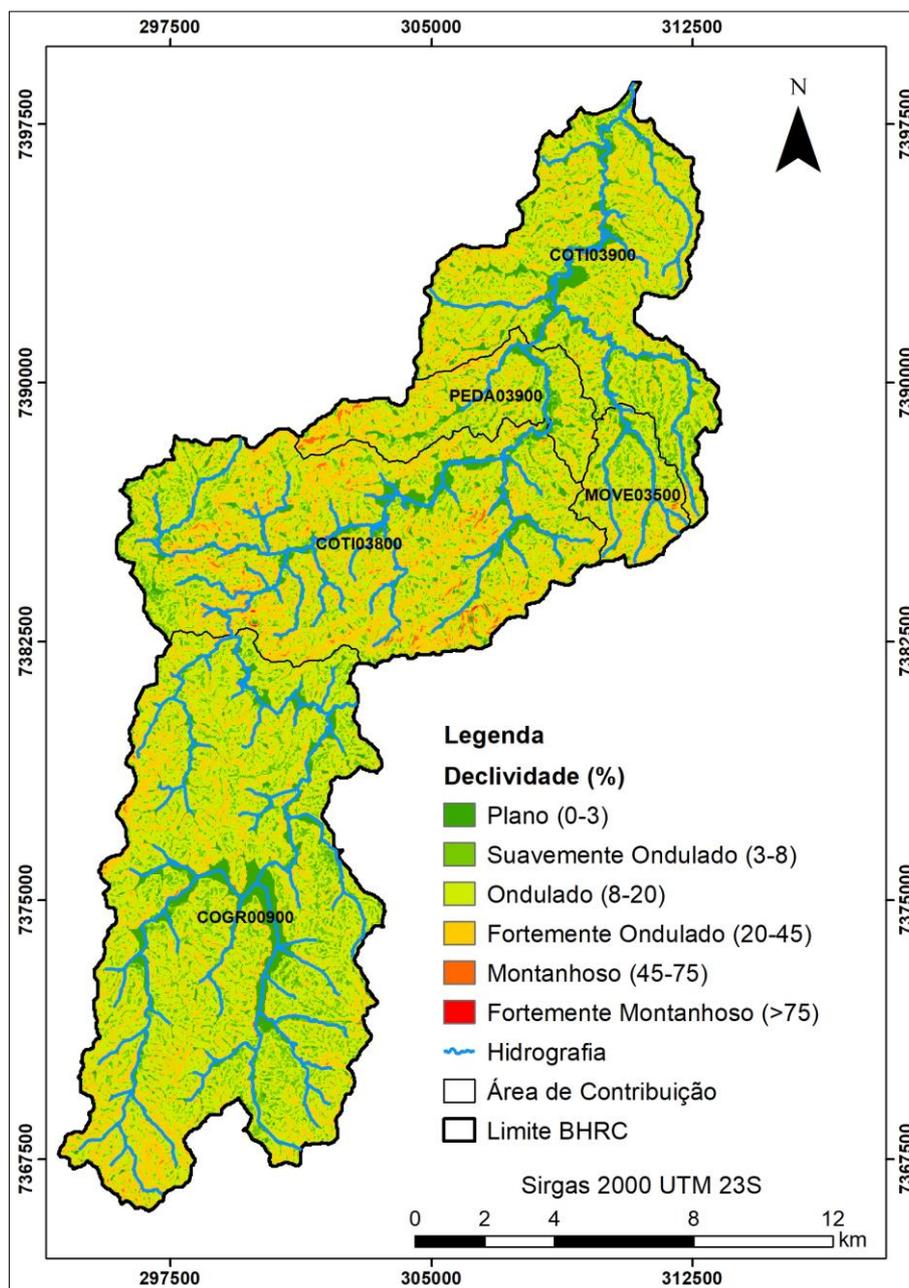
A Figura 5 aponta que a altura média da bacia é de 901,34 m e corresponde a uma área de 45,85%, isto é, toda altitude abaixo da altura média está dentro desta porcentagem, e que a altitude é considerada mediana quando a área acumulada é de 50%, tendo um valor de 889 m. O gráfico da curva hipsométrica implica que a amplitude altimétrica influencia no volume de escoamento superficial, em função da precipitação, pois sabe-se que nas áreas de cabeceiras do córrego, a intensidade pluviométrica é maior do que na foz (SÁNCHEZ, 2013).

O mapa de declividade derivado do Modelo Digital de Elevação (MDE) é apresentado na Figura 6, classificado conforme EMBRAPA (1979). Pode ser observado neste mapa que as declividades da ordem de 0 a 3% (planas) predominam ao longo do Rio Cotia e seus afluentes, assim como nos principais espelhos de água: as represas Pedro Beicht e Cachoeira das Graças, dentro da AC COGR00900. A classe do tipo ondulado é predominante visualmente no mapa (8 a 20%).

A BHRC apresentou uma declividade mínima de 0,0% e uma declividade máxima de 110% aproximadamente, sendo que a declividade média é em torno de 16%, classificada como relevo ondulado segundo EMBRAPA (1979) e com um desvio padrão de 9,75%. A AC COTI003900 apresentou uma declividade média de 15,25%, classificada também como relevo ondulado e com um desvio padrão de 8,30%. Já a AC PEDA03900 possui uma declividade média de 17,30%, relevo ondulado também, e com 10,31% de desvio padrão. Enquanto que, a AC MOVE03500 se enquadrou igualmente como relevo ondulado, apresentando uma declividade média de 16,37% e um desvio padrão de 9,36%. A AC

COTI03800 também possui um relevo intitulado como ondulado, uma declividade média 18,39% e um desvio padrão de 10,59%. Finalmente, a AC COGR00900, equivalente à Reserva do Morro Grande, também é categorizada como relevo ondulado, uma declividade média de 14,64% e um desvio padrão de 7,78%.

Figura 6. Mapa de declividade da BHRC.



Fonte: autoria própria.

De acordo com Tonello *et al.* (2006), no que se refere à declividade média, sabe-se que a mesma possui uma associação direta com a umidade do solo, com o deflúvio e com a infiltração, o que caracteriza a área de estudo como uma bacia que possui um escoamento

superficial de alta velocidade, uma vez que quanto mais acentuada é a inclinação do relevo, maior será a oscilação das vazões instantâneas.

As Tabelas 14 e 15 apresentam as áreas e frequência (%) das classes de declividade tanto para a área de estudo como para as suas compartimentações.

Tabela 14. Classes de declividade por área.

Classe (%)	Relevo	Área (km ²)					
		COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI 03800	COGR 00900	BHRC
< 3	Plano	6,52	1,88	1,12	8,43	12,91	30,86
3 a 8	Suavemente ondulado	8,59	2,78	1,78	10,65	19,62	43,42
8 a 20	Ondulado	21,89	6,92	4,47	29,08	52,23	114,59
20 a 45	Fortemente ondulado	10,33	4,79	2,66	23,91	19,16	60,85
45 a 75	Montanhoso	0,06	0,19	0,06	0,91	0,11	1,33
> 75	Fortemente montanhoso	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01

Fonte: Autoria própria.

Tabela 15. Classes de declividade por frequência.

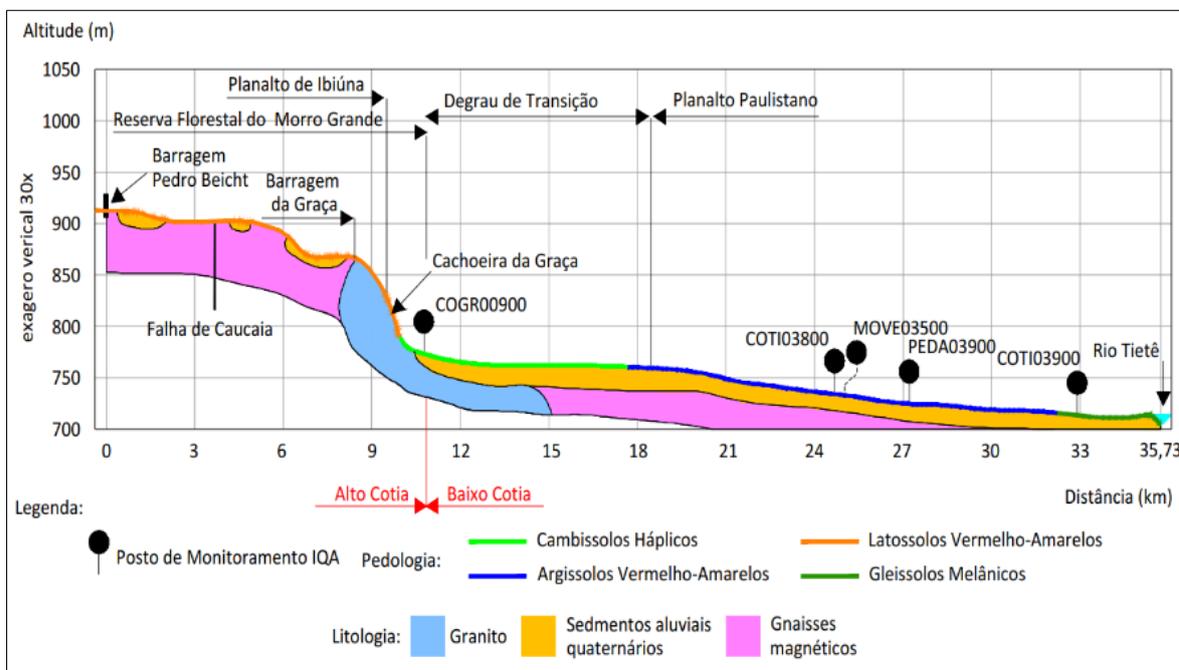
Classe (%)	Relevo	Frequência (%)					
		COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI 03800	COGR 00900	BHRC
< 3	Plano	13,75	11,36	11,11	11,55	12,41	12,30
3 a 8	Suavemente ondulado	18,13	16,79	17,64	14,59	18,86	17,32
8 a 20	Ondulado	46,19	41,80	44,32	39,83	50,21	46,63
20 a 45	Fortemente ondulado	21,80	28,91	26,36	32,76	18,42	24,21
45 a 75	Montanhoso	0,13	1,14	0,57	1,25	0,10	0,53
> 75	Fortemente montanhoso	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01

Fonte: Autoria própria.

Verifica-se que o relevo do tipo fortemente montanhoso é desprezível para a BHRC, sendo que apenas a AC COTI03800 apresenta este tipo de classificação (Tabela 14), uma vez que sua área é cerca de 1 hectare, enquanto que, a declividade predominante está entre 8 a 45% para todas as áreas de contribuições (Tabela 15).

A declividade principal do Rio Cotia é de 0,54%, sendo possível visualizar o perfil topográfico-geológico do Rio Cotia (Figura 7), indicando que a declividade máxima se encontra na Cachoeira da Graça entre as altitudes 866,3 m e 775,9 m com um valor de 4,5%.

Figura 7. Perfil longitudinal do Rio Cotia.



Fonte: Adaptado de Silva e Oliveira (2009).

O gráfico do perfil de elevação do Rio Cotia (Figura 7) ratifica que embora a composição geológica, o tipo do solo e a altitude influenciem na erosão e no condicionamento da gênese, a declividade é o fator determinante, uma vez que quanto mais íngreme for a encosta, mais intenso será o escoamento superficial, como por exemplo a Cachoeira da Graça (TONELLO *et al.*, 2006; TONIOLO; SILVA; LOURENÇO, 2020).

O trecho considerado mais plano é o degrau de transição que se inicia próximo ao posto de monitoramento COGR00900 até o início da unidade geomorfológica denominada Planalto Paulistano: este degrau tem uma extensão de 7,7 km, com altitude a montante de 773,1 m e a jusante de 759,4 m, uma inclinação média de 0,17%.

Uma alta velocidade do deflúvio diminui a probabilidade de enchentes e um escoamento veloz acarreta na perda de solo, tornando passíveis à erosão laminar as regiões que não são impermeabilizadas ou possuem o solo desnudo como, por exemplo a AC COTI03800 (RODRIGUES; NEVES, S.; NEVES, J., 2014).

Segundo Silva e Oliveira (2009), a Cachoeira da Graça poderia ter o ponto de captura fluvial do Rio Cotia deslocado em função da erosão diferencial, já que nesta região acontece

a colagem entre dois estratos geológicos diferentes (granitos e gnaisses magnéticos) conforme a Figura 7, em cores azul claro e rosa respectivamente.

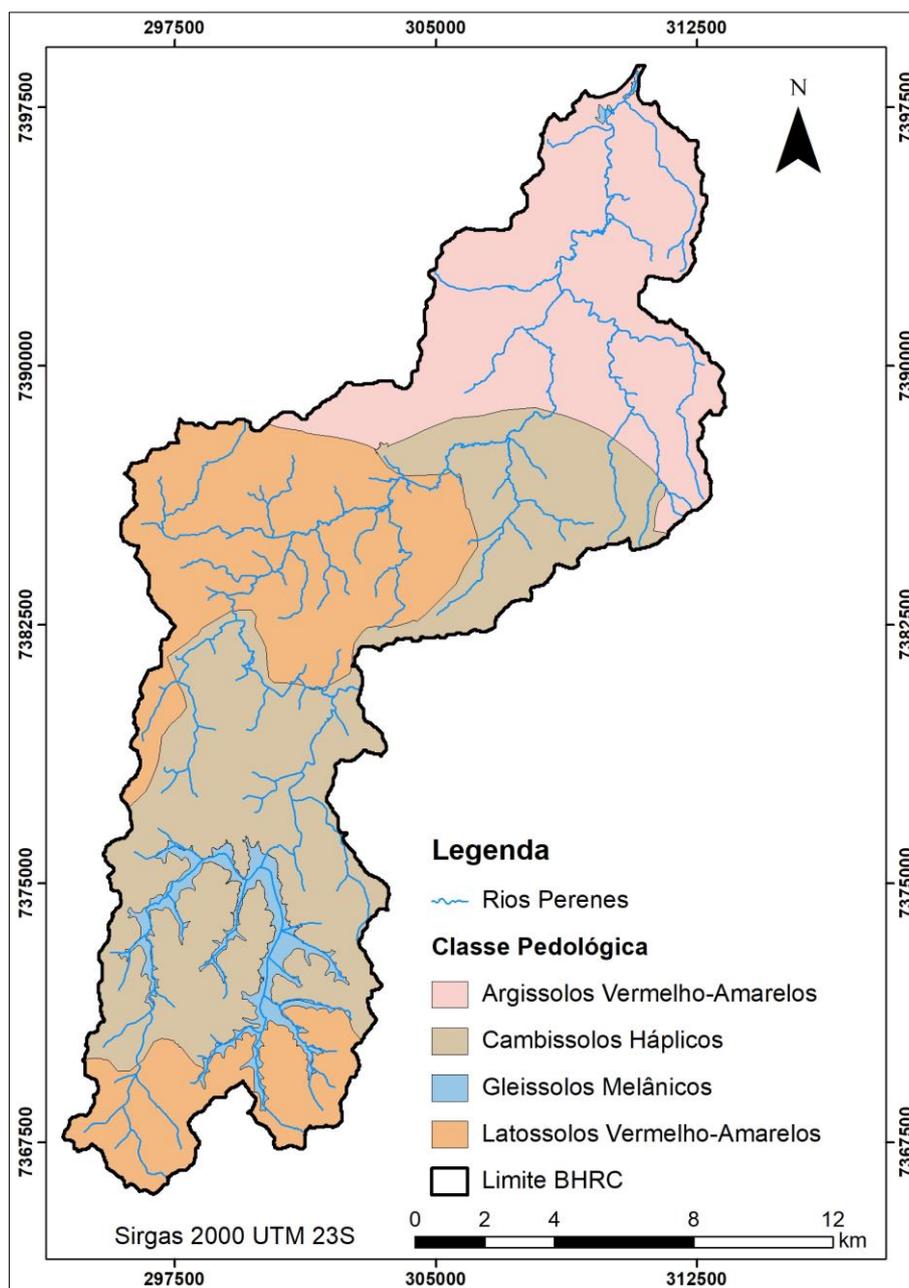
Analisando a Figura 7, a nascente do Rio Cotia advém da Represa Pedro Beicht, local com altitude aproximada de 912 m e sua foz desemboca no Rio Tietê numa altitude em torno de 715 m, com amplitude altimétrica de aproximadamente 197 metros. As altitudes dos postos de monitoramento do IQA são as seguintes: 713,6 m para COTI03900, 724,7 m para PEDA03900, 733,1 m para MOVE03500, 734,8 m para COTI03800 e 773,1 m para COGR00900.

A pedologia na BHRC (Figura 8) é classificada conforme Rossi (2017) em quatro tipos de solo: Cambissolo Háptico (CX18) (correspondendo à 38,2% da abrangência territorial), Argissolo Vermelho Amarelo (PVA32) (27,2%), Gleissolo Melânico (GM1) (3,6%) e Latossolo Vermelho Amarelo (LVA15) (31,0%).

Analisando a Figura 8, o Latossolo Vermelho Amarelo se encontra no trecho mais íngreme, o Cambissolo Háptico se situa no trecho mais plano, o Argissolo Vermelho Amarelo é o predominante axialmente pelo Rio Cotia e o Gleissolo Melânico se situa mais próximo do Rio Tietê.

Segundo Metzger *et al.* (2006), os Latossolos da região têm uma textura fortemente argilosa, são profundos, de elevado grau de intemperismo e com horizonte B geralmente passando de 1,50 m de profundidade; já os Argissolos encontrados ali são relativamente profundos, sendo que o horizonte pode ter até 30 cm de espessura e alta incidência de matéria orgânica e o horizonte B pode varia de 60 cm a 2 m; finalmente os Cambissolos situados na BHRC possuem um horizonte B incipiente de até 50 cm de espessura, possuindo uma menor proporção de argila que os Latossolos, sendo que também não foi registrado erosão neste tipo de solo. A maioria do Gleissolo está situado abaixo da Represa Beicht – este tipo de solo é mais comum em relevo plano de várzeas e possui um nível de lençol freático profundo (EMBRAPA, 1979).

Figura 8. Mapas pedológico da BHRC.



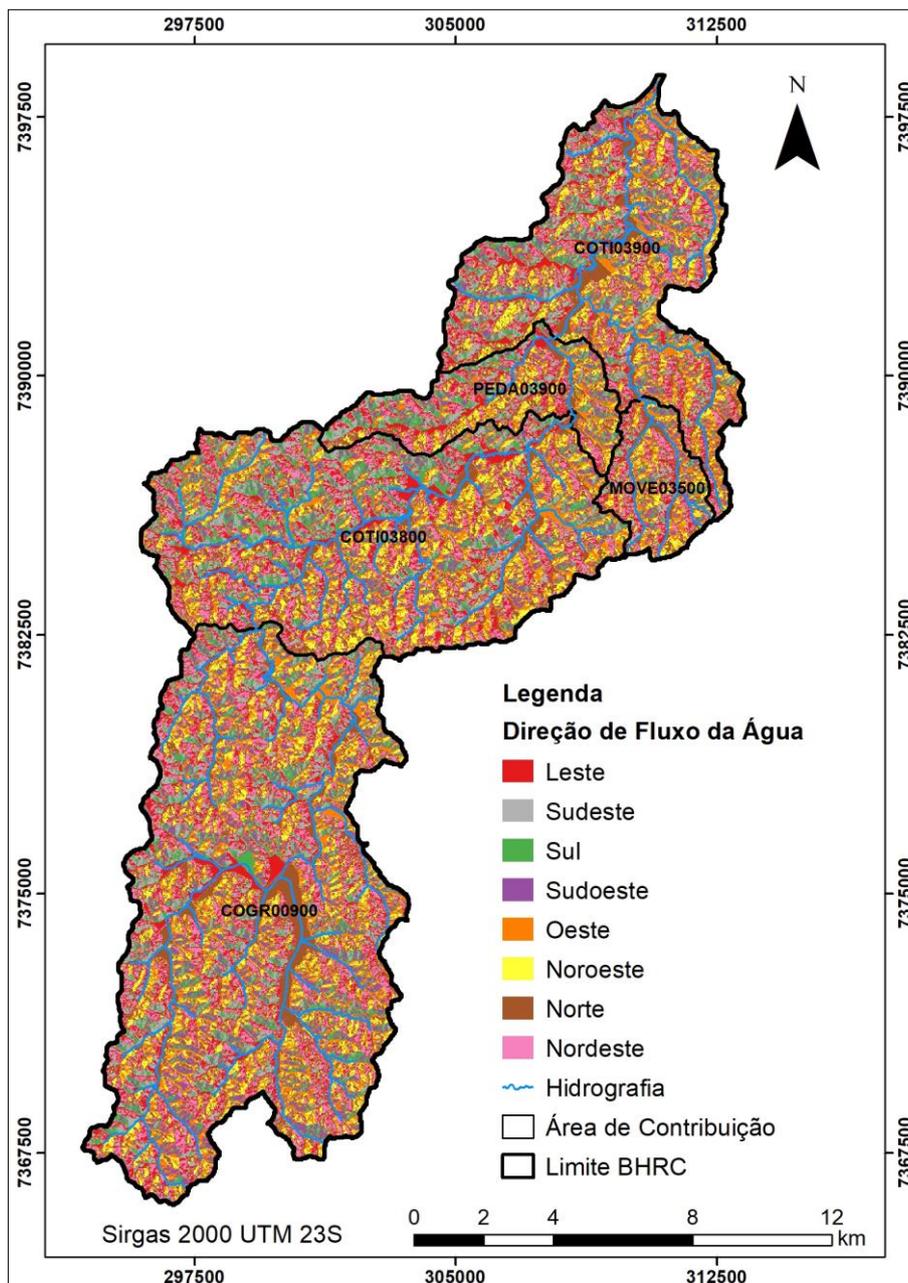
Fonte: Adaptado de Rossi (2017).

5.2 ANÁLISE DAS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO

Para a delimitação das AC's utilizou-se o Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC), o qual apresentou algumas diferenças em relação ao MDE por meio da ferramenta *Sink* do programa ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016), identificando 1.162 depressões espúrias (fossos) na BHRC, situadas a uma altitude de 742 m a 1042 m e declividade de 0% a 37% aproximadamente. Estes fossos são mais frequentes em declividades de 4% a 14%, isto é, relevo suavemente ondulado e ondulado.

Analisando a Figura 9 que apresenta o Mapa da direção do fluxo da água da BHRC é possível verificar que a orientação predominante é a oeste e a orientação menos frequente é à leste. O mesmo sentido oeste vale para as AC's, exceto para o PEDA03900 e o MOVE03500 que é a orientação noroeste. Sobre os açudes presentes na bacia, a direção predominante é a norte como, por exemplo, a porção de cor marrom situada na AC COGR00900, que corresponde à Represa Pedro Beicht.

Figura 9. Mapa da direção de fluxo da água da BHRC.



Fonte: Autoria própria.

Segundo Oliveira *et al.* (2007), a direção do fluxo é importante para a modelagem hidrológica, pois permite simular o caminho da água e materiais transportados como contaminantes, sedimentos e nutrientes, além de refletir na qualidade de seus produtos derivados como, por exemplo, AC, índice topográfico e rede de drenagem que dependem exclusivamente da remoção das depressões espúrias contidas no MDE.

A Tabela 16 apresenta quantificação das células com as orientações do fluxo da água para a BHRC.

Tabela 16. Quantidade de pixels de direção de fluxo de água.

Valor do Pixel	Orientação Cardeal	Quantidade de Células					
		COTI03 900	PEDA03 900	COTI03 800	MOVE0 3500	COGR0 0900	BHRC
1	Leste	3.746	1.074	5.061	693	8.018	18.592
2	Sudeste	3.925	1.362	6.204	684	8.501	20.676
4	Sul	4.504	1.387	6.111	796	9.466	22.264
8	Sudoeste	4.295	1.417	6.454	851	9.796	22.813
16	Oeste	5.696	1.679	7.508	1056	12.357	28.296
32	Noroeste	5.125	1.687	6.938	1214	11.544	26.508
64	Norte	4.368	1.338	6.004	888	9.507	22.105
128	Nordeste	5.403	1.628	6.941	1073	11.111	26.156
Total		37.062	11.572	51.221	7.255	80.300	187.410

Fonte: Autoria própria.

Segundo Vieira, Almeida e Alves (2005), o fluxo acumulado tem a função de representar a contribuição do escoamento superficial dos pixels adjacentes que formarão a rede de drenagem a ser extraída. É necessário estabelecer um número mínimo de células (limiar) para geração de fluxo, do contrário o algoritmo computacional extrairá a rede de drenagem mais densa possível.

No caso da BHRC, o limiar adotado foi o de maior ou igual a 400 pixels entre os valores testados (50 a 700), devido este ser o que mais se aproxima visualmente da hidrografia vetorizada pelo IGC (1979), em especial nas regiões de cabeceiras e nas partes inferiores das vertentes do relevo, onde surgem os principais rios da bacia. Assim, a sub bacia de qualquer curso d'água extraído da BHRC tem um tamanho mínimo de 6,25 hectares, que corresponde ao produto da área de um pixel (156,25 m²) pelo limiar de 400 pixels.

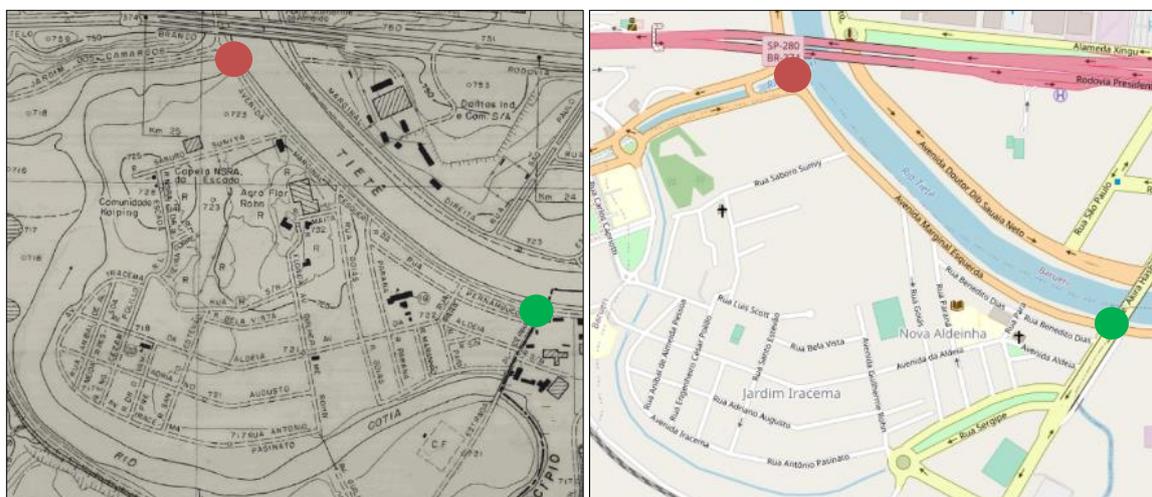
A correspondência gráfica do fluxo acumulado com uma hidrografia de referência diminui a subjetividade do método empírico para se encontrar o limiar ideal, sendo que o limite do fluxo acumulado é inversamente proporcional a densidade de drenagem de uma

bacia. Segundo Sousa (2016) a comparação visual fornece resultados aceitáveis quando baseada em parâmetros morfométricos e imagens de alta resolução.

A rede de drenagem, após ser extraída do fluxo acumulado, precisou ser retificada (edição manual) devido à presença das seguintes incongruências: geração de canais em locais com drenagem inexistente fisicamente, geração de excesso de canais em áreas planas e ocorrência de drenagem retilínea e paralela também em regiões planas, conforme processo realizado por Morais e Sales (2016) em seus estudos.

Ressalta-se que a foz do Rio Cotia mudou de lugar devido à canalização de um trecho dele entre os anos 1980 e 1990. Onde hoje é atualmente o exutório da BHRC (E=310.811 m e N=7.398.715 m), antes era mais a jusante do Rio Tietê (E=310.023 m e N=7.399.298), sendo que o Rio Barueri-Mirim era afluente do Rio Cotia também antes de sua retificação, conforme apresenta a Figura 10 (São Paulo, 2007; DataGeo, 2019). Desta forma, presume-se que o formato da bacia mudou devido a esta intervenção antrópica, o que corrobora para a utilização de modelos digitais de elevação provenientes de imageamento de satélite em comparação ao modelo disponibilizado pelo IGC.

Figura 10. Mudança da foz do Rio Cotia entre década de 1980 e 1990 para atualmente.



Legenda: ponto vermelho era a foz antiga e ponto verde é a foz atual.

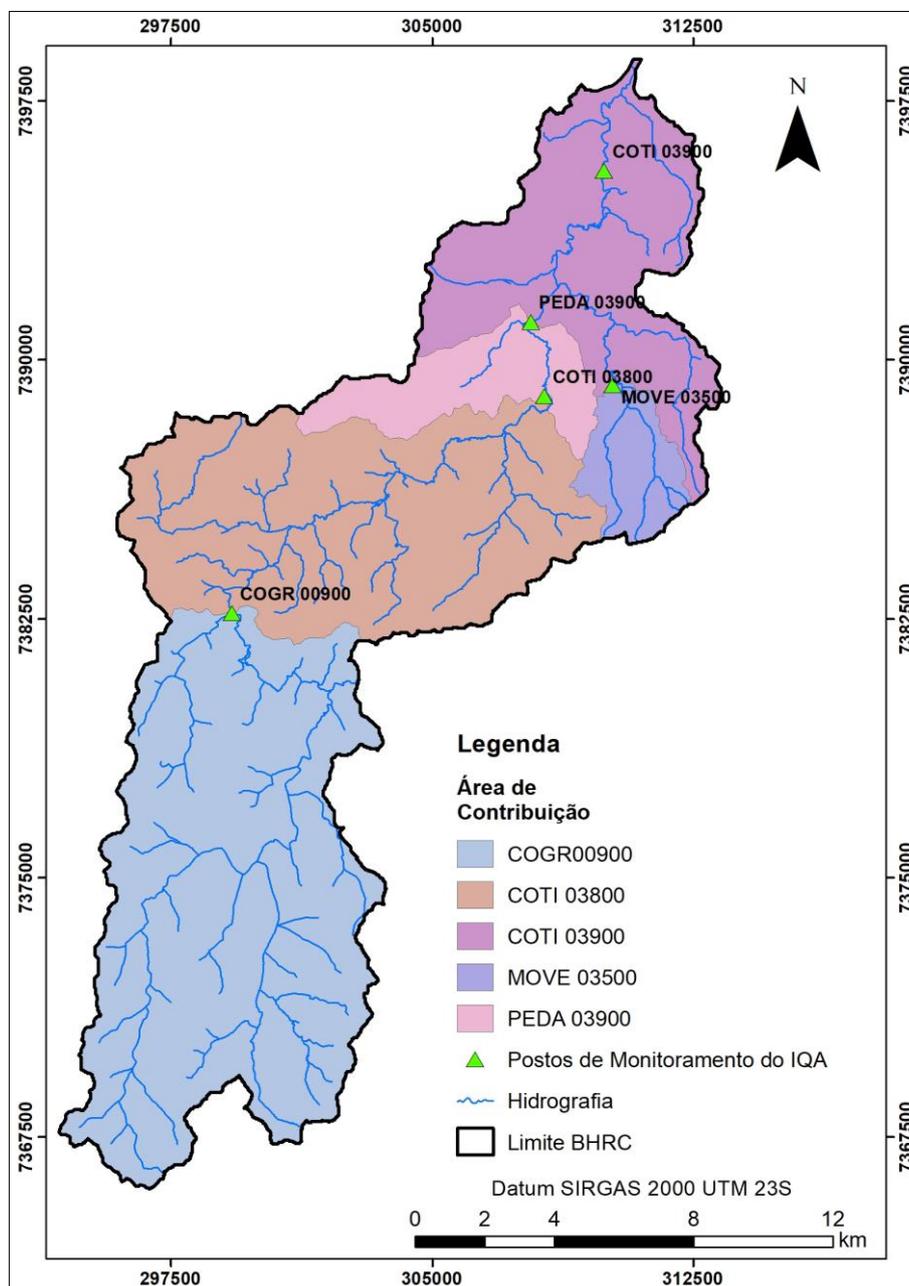
Fonte: Adaptado de São Paulo (2007) e DataGeo (2019).

A Figura 11 apresenta as AC's para a bacia do Rio Cotia em função dos postos de monitoramento do IQA, delimitadas a partir do Modelo Digital de Elevação Alos-Palsar (ASF, 2019) com resolução espacial de 12,5 m.

Observando a Figura 11, verifica-se que o alto curso da bacia corresponde ao posto COGR00900, equivalente a Reserva Florestal do Morro Grande e ao limite administrativo

Alto Cotia, e o baixo curso são os postos COTI03800, MOVE03500, PEDA03900 e COTI03900, os quais estão dentro do Baixo Cotia.

Figura 11. Mapa de áreas de contribuição dos postos de monitoramento.



Fonte: Autoria própria.

Todos pontos de monitoramento ficaram exatamente na foz de suas respectivas áreas de contribuição, exceto a AC COTI03900 que não está, porque a ela foi agrupada a área que compreende entre a jusante do posto COTI03900 até o exutório da BHRC com uma área de 12,93 km². Esta escolha foi feita devido à ausência de um posto de monitoramento bem no exutório da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia e pelo posto COTI03900 ser o mais próximo,

com uma distância aproximada de 2,7 km. Segundo o Fomento Estadual de Saneamento Básico (FESB, 1971), existiu um posto de monitoramento a 200 m da foz da BHRC que media os parâmetros de DBO, OD, temperatura e pH, porém ele foi desativado em janeiro de 1971.

Nota-se que as AC's possuem distinções físicas entre si, como a densidade de drenagem, quantidade de canais, declividade, precipitação e cobertura vegetal, por exemplo. Estas diferenças podem causar efeitos diversos à paisagem quando associadas ao uso e ocupação do solo como, por exemplo, áreas mais íngremes sobre um solo impermeabilizado aumentam o deflúvio, o qual por sua vez produz e transporta mais sedimentos, contribuindo com processos erosivos, assoreamento e poluição nos córregos (PACHECO, 2013; SIMONETTI *et al.*, 2019).

Outros autores usaram o recurso de compartimentação de uma bacia hidrográfica para melhor detalhar suas propriedades, como Libos (2008) que dividiu a bacia do Rio Ratonos (Santa Catarina) em 7 AC's em função de postos de coleta para o cálculo do IQA. Este autor constatou que as AC's com predominância de urbanização e atividades agropecuárias apresentaram os valores de IQA mais baixos em comparação com as AC's com maioria de vegetação nativa. Já Souza (2015) fragmentou a bacia do Rio Vermelho (Mato Grosso) também em AC's e notou que três delas apresentaram semelhança espacial devido à presença de teores elevados de fósforo total, sólidos totais e sulfato, indicando alteração da qualidade dos cursos d'água por causa da predominância de culturas temporárias e áreas de pastagem. Por fim, Ferreira (2009) delimitou a bacia hidrográfica do Tibagi (Paraná) em 11 AC's, fazendo uma análise temporal do IQA. Este autor percebeu uma variação expressiva da qualidade da água ao longo do tempo, a notar uma tendência de distribuição do IQA: melhor qualidade na parte superior da bacia e pior na região inferior. Nesta bacia o IQA médio ficou classificado como Bom para todo o período analisado.

5.3 ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA

As Tabelas 17 e 18 apresentam os valores da estatística descritiva do IQA no intervalo analisado (2002 a 2018), para o período seco e o período chuvoso, respectivamente.

Tabela 17. Síntese dos valores de estatística descritiva do IQA no período seco.

Parâmetro	BHRC	COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI 03800	COGR 00900
Média (μ)	41,82	35,94	26,24	32,47	34,29	80,18

Parâmetro	BHRC	COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI 03800	COGR 00900
Desvio Padrão (σ)	4,00	10,29	5,11	7,66	6,21	2,53
Mediana (η)	42,00	34,00	26,00	31,00	34,00	81,00
Amplitude	17,00	36,00	18,00	24,00	24,00	9,00
Máximo	49,00	57,00	35,00	45,00	45,00	84,00
Mínimo	32,00	21,00	17,00	21,00	21,00	75,00
Variância (Ω)	15,99	105,81	26,07	58,64	38,60	6,40
Coefficiente de Variância (CV%)	9,56	28,62	19,46	23,58	18,12	3,16
Classe	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ótima

Fonte: Autoria própria.

Tabela 18. Síntese dos valores de estatística descritiva do IQA no período chuvoso.

Parâmetro	BHRC	COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI 03800	COGR 00900
Média (μ)	45,05	38,76	34,24	38,06	38,06	76,12
Desvio Padrão (σ)	3,14	5,67	5,13	7,13	3,38	3,48
Mediana (η)	44,80	40,00	34,00	42,00	39,00	76,00
Amplitude	11,00	18,00	18,00	21,00	11,00	14,00
Máximo	50,00	47,00	42,00	47,00	44,00	82,00
Mínimo	39,00	29,00	24,00	26,00	33,00	68,00
Variância (Ω)	9,86	32,19	26,32	50,81	11,43	12,11
Coefficiente de Variância (CV%)	6,97	14,64	14,98	18,73	8,88	4,57
Classe	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ótima

Fonte: Autoria própria.

A classe estipulada apresentada nas Tabelas 17 e 18 baseia-se na média aritmética do IQA. Percebe-se que para ambos os períodos não houve diferença quanto à classificação da qualidade da água, sendo que a BHRC possui uma qualidade Regular. O posto de monitoramento COGR00900 apresentou uma qualidade Ótima devido à conservação da sua vegetação nativa e os demais postos apresentaram uma qualidade Ruim, corroborando a ação antrópica como agente poluente dos corpos hídricos (SILVA, 2018).

Os postos de monitoramento COTI03900, MOVE03500 e COTI03800 apresentaram no período seco uma distribuição mais heterogênea, assim como os postos PEDA03900 e COGR00900 no período chuvoso devido aos seus maiores valores de variância e desvio

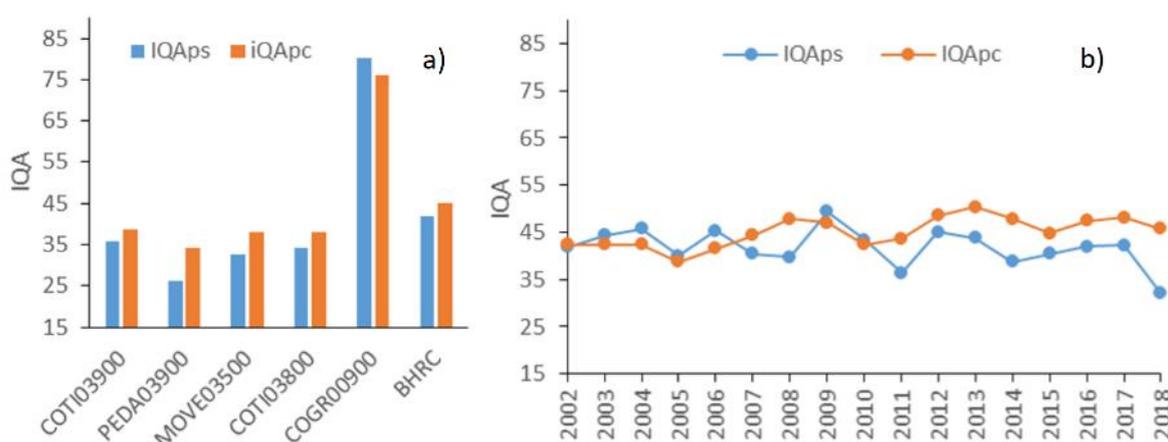
padrão. A amplitude do IQA foi maior no período seco para todos postos de monitoramento, de forma que a qualidade da água no período seco apresenta valores do IQA mais dispersos, enquanto os valores do IQA no período chuvoso apresentam-se mais próximos uns dos outros. Este padrão foi semelhante ao estudo de Rodrigues (2018) para a bacia hidrográfica do Igarapé da Prata (Pará): dos três pontos de coleta analisados sobre o IQA, todos apresentaram maior amplitude e variância no período seco.

Segundo Ginevan (2004), o coeficiente de variação (CV) analisa a variabilidade dos dados em termos relativos, desprezando a ordem de grandeza da variável classificando da seguinte forma: CV até 15% possui baixa dispersão, CV entre 15% e 30% possui média dispersão e CV acima de 30% possui alta dispersão. Assim, o posto de monitoramento que apresentou a dispersão mais baixa foi o COGR00900 em ambos períodos; já o posto que apresentou os dados mais heterogêneos foi o posto COTI03900 no período seco e o posto MOVE03500 no período chuvoso.

A mediana na maioria dos casos apresenta um valor inferior à média aritmética, o que indica que os valores na base da distribuição estão mais próximos do centro, em comparação com os valores que estão na parte superior da distribuição. O posto de monitoramento COTI03900 especialmente é o mais expressivo entre os demais postos para a classificação do IQA na BHRC, pois é o ponto mais próximo do exutório, isto é, sua área drenante engloba as áreas drenantes dos demais postos.

A Figura 12 (a – b) apresenta os gráficos da variabilidade espacial (lado esquerdo) e temporal (lado direito) respectivamente do IQA para a BHRC, considerando a média aritmética do IQA dos cinco postos de monitoramento.

Figura 12. Variação média do IQA ao longo do espaço (a) e do tempo da BHRC (b) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autoria própria.

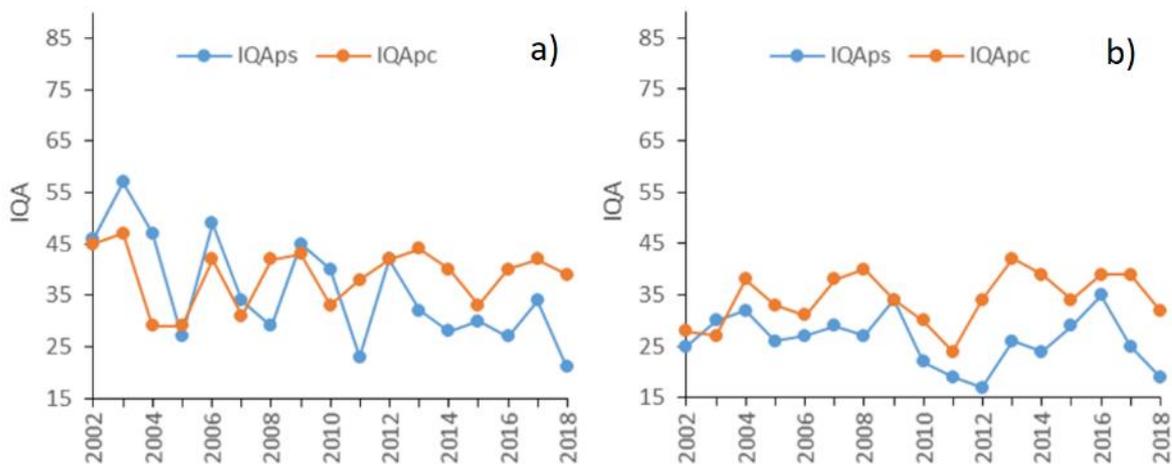
Verificando a Figura 12a, observa-se que o posto que apresentou o maior valor de qualidade da água foi o COGR00900, classificado como Ótima para ambos períodos; o posto COTI3800 apresentou um valor de IQA de 34 para o ps e 38 para o pc, classificando-se como Regular; o posto MOVE03500 apresentou um valor de IQA igual a 32 (ruim) para o ps e 38 para o pc (regular); o posto PEDA03900 apresentou uma qualidade ruim (IQA=26 no ps e IQA=34 no pc); o posto COTI03900 apresentou uma qualidade regular para ambos períodos.

O IQA médio da BHRC se enquadra como Regular também, isto é, IQA igual a 42 para o período seco e IQ igual a 45 para o período chuvoso. Verificou-se também que os valores da qualidade da água são maiores no período chuvoso, corroborando com o estudo de Araujo *et al.* (2018), os quais constataram que a precipitação influencia, com significância estatística, nos valores dos parâmetros de Turbidez, pH, Sólidos Totais, Temperatura e Fósforo Total testados no reservatório Billings na RMSP (Figura 12a).

A variação temporal do IQA na BHRC (Figura 12b) mostra que de 2002 até o segundo semestre de 2006 a qualidade se manteve superior no período seco, oscilando até 2010, donde então a situação se inverte, isto é, o IQA fica com valores maiores durante o período chuvoso.

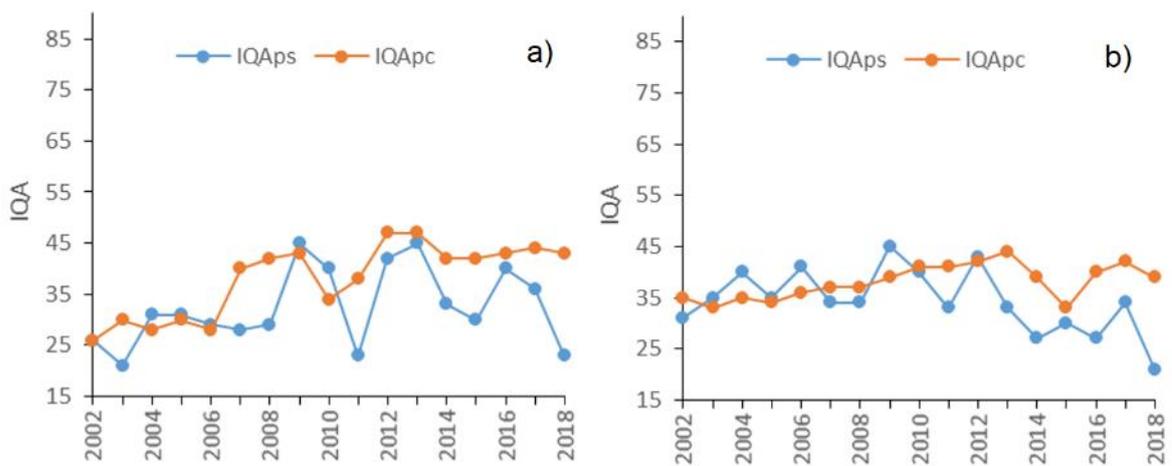
Analisando os gráficos das Figuras 13 (a – b), 14 (a – b) e 15, observa-se que o IQA mantém valores maiores para o período chuvoso nas áreas antropizadas e mantém valores maiores para o período seco nas áreas naturais (AC COGR00900). Isto pode ser explicado pela diluição das cargas poluentes no período de precipitação, cuja vazão do corpo hídrico é maior, mesmo que o lançamento de esgoto não tratado tenda a diminuir a intensidade da diluição (POONAM; TANUSHREE; SUKALYAN, 2015; SABESP, 2019). Já as áreas naturais tendem a não sofrer tanta influência da precipitação, devido ao estado de conservação natural que favorece a autodepuração dos corpos hídricos, estabilizando os parâmetros limnológicos, a despeito da vazão atuante (RABEO, 2009).

Figura 13. Variação média do IQA ao longo do tempo da AC COTI03900 (a) e AC PEDA03900 (b).

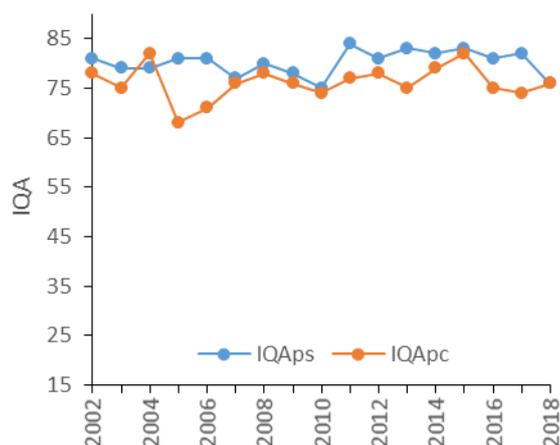


Fonte: Autoria própria.

Figura 14. Variação média do IQA ao longo do tempo da AC MOVE3500 (a) e AC COTI03800 (b).



Fonte: Autoria própria.

Figura 15. Variação média do IQA ao longo do tempo da AC COGR00900.

Fonte: Autoria própria.

A Tabela 19 apresenta os valores médios dos parâmetros do IQA para os períodos seco e chuvoso, dos anos 2002 a 2018, separados por AC's. Já os gráficos a seguir (Figuras 16 a 24) mostram os valores médios dos nove parâmetros do IQA, sendo que o gráfico do lado esquerdo mostra os valores por posto de monitoramento e para a bacia hidrográfica como um todo e o gráfico do lado direito mostra os valores em função do tempo para BHRC. Aos parâmetros que possuem os limites definidos pela Resolução CONAMA 357/2005, conforme mostrados na Tabela 4, a Classe III aplica-se somente à AC COGR00900 e a Classe I às demais AC's.

Tabela 19. Valores médios dos parâmetros do IQA.

Parâmetro	COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI0 3800	COGR 00900	Limite Classe I	Limite Classe III
ODpc	4,40	2,59	3,69	2,90	8,31	≥ 6	≥ 4
ODps	4,35	3,54	4,28	3,11	7,48	≥ 6	≥ 4
CTps	186.157,3	211.096,0	192.020,3	183.780,0	57,35	≤ 200	≤ 2.500
CTpc	150.033,3	499.101,9	185.743,1	163.049,0	162,92	≤ 200	≤ 2.500
pHps	7,09	7,26	7,04	6,96	6,74	6 - 9	6 - 9
pHpc	7,07	7,36	7,12	6,96	6,88	6 - 9	6 - 9
DBOps	18,88	25,88	31,75	12,63	2,47	≤ 3	≤ 10
DBOpc	15,16	14,77	25,11	8,61	2,45	≤ 3	≤ 10
Temp.ps	19,06	20,07	18,62	18,79	19,89	-	-
Temp.pc	23,27	23,73	22,62	22,99	24,04	-	-
NTps	9,61	14,76	8,31	8,31	0,42	-	-
NTpc	5,79	10,78	5,16	4,70	0,42	-	-

Parâmetro	COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI0 3800	COGR 00900	Limite Classe I	Limite Classe III
FTps	0,65	1,42	0,51	0,57	0,03	≤ 0,10	≤ 0,10
FTpc	0,37	0,89	0,33	0,34	0,03	≤ 0,15	≤ 0,15
Turb.ps	24,15	15,90	17,60	20,08	5,21	≤ 40	≤ 100
Turb.pc	29,96	16,84	26,27	29,64	8,49	≤ 40	≤ 100
STps	181,67	219,60	186,29	175,00	92,29	-	-
STpc	142,00	209,43	194,00	146,25	88,88	-	-

Legenda: pc = período chuvoso; ps = período seco.

Fonte: Autoria própria.

Pela Tabela 19, observa-se que todos parâmetros de qualidade do posto de monitoramento COGR00900 atendem aos limites da Resolução CONAMA 357/05 (Classe I), devido à conservação de seus recursos hídricos que não é afetada pela influência antrópica e resguardada pela Lei Estadual 1.949 (SÃO PAULO, 1979). Observa-se que o parâmetro do pH também respeita o limite de 6 a 9 para todos os postos de monitoramento, em ambos períodos. O parâmetro do Oxigênio Dissolvido só atende integralmente no posto COTI03900 e no posto MOVE03500 no período chuvoso. Verifica-se que nas áreas antropizadas os níveis de Coliformes Termotolerantes estão muito acima do limite estabelecido pela legislação, de forma que nenhuma AC atende ao exigido. O mesmo fenômeno ocorre com os níveis de Fósforo Total. A variável Turbidez em todos postos de monitoramento atende aos limites da resolução, isto é, níveis abaixo de 40 NTU. Por fim, o parâmetro DBO só é atendido no posto COTI03800 durante o período de chuvas, o restante dos pontos apresenta valores acima de 10 mg/L para Classe III.

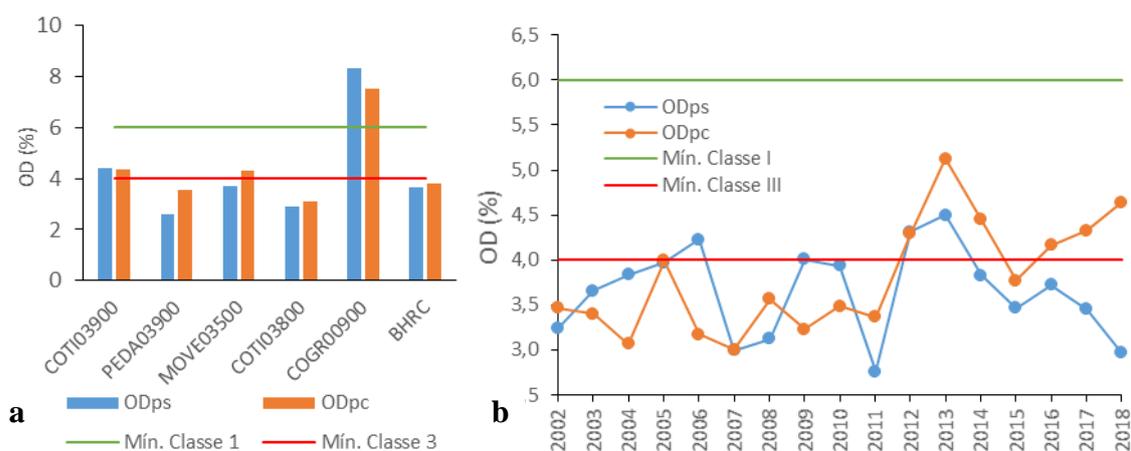
Os resultados mostrados na Tabela 19 evidenciam que o esgoto doméstico e industrial, especialmente o lançado de forma clandestina, pode ser uma causa provável da contaminação dos corpos hídricos inseridos em paisagem urbana. Segundo Von Sperling (2005), o esgoto doméstico contém 99,8% de água e a fração dos 0,2% corresponde aos sólidos orgânicos e inorgânicos, dissolvidos e suspensos, assim como microrganismos.

O Oxigênio Dissolvido (OD) mostra a quantidade de oxigênio dentro da água e a sua observação verifica a capacidade do corpo hídrico em manter a sobrevivência dos organismos ali presentes, além de apontar prováveis contaminações por esgoto doméstico ou industrial. Este parâmetro também é importante nos processos de autodepuração de um rio, pois os organismos responsáveis pela estabilidade da substância orgânica usam o

oxigênio nos processos de respiração. A quantidade Oxigênio Dissolvido necessária para manter a vida destes organismos, variam para cada espécie, sendo que os peixes, por exemplo, precisam a partir de 4 mg/L (VON SPERLING, 2005; CETESB, 2019).

A Figura 16a mostra o gráfico dos valores médios de OD para os cinco postos de monitoramento e para a BHRC, sendo que os valores desta é a média aritmética dos cinco pontos. Já a Figura 16b mostra os valores de OD para a BHRC ao longo do tempo.

Figura 16. Valores médios do Oxigênio Dissolvido ao longo do espaço (a) e do tempo (b).

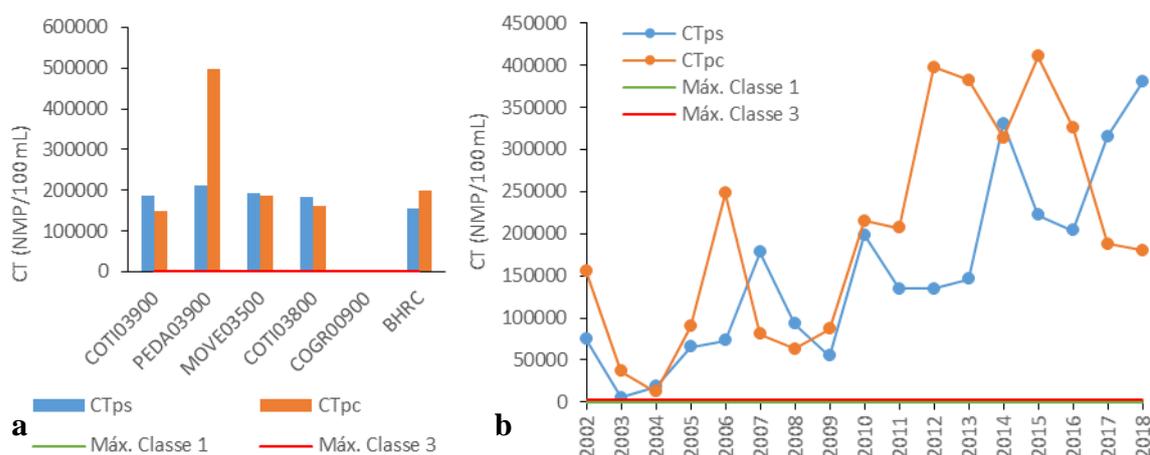


Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 16a, verifica-se que somente os postos COTI03900 e COGR00900 atenderam aos limites definidos pelo CONAMA em ambos períodos. O posto MOVE03500 só atendeu no período chuvoso e os demais postos ficaram com valores de OD abaixo do exigido. A Figura 16b mostra uma variação irregular até o segundo semestre de 2010 do OD, embora se situe na maior parte do tempo acima do limite de Classe III definido pela Resolução CONAMA. Nota-se também que a partir de 2011 o período chuvoso apresenta os maiores teores de OD.

A Figura 17a apresenta o gráfico da média dos valores de CT para os postos de monitoramento e para a bacia. Já a Figura 17b apresenta os valores de CT para a bacia ao longo do tempo.

Figura 17. Valores médios de coliforme termotolerante no espaço (a) e tempo (b).



Fonte: Autoria própria.

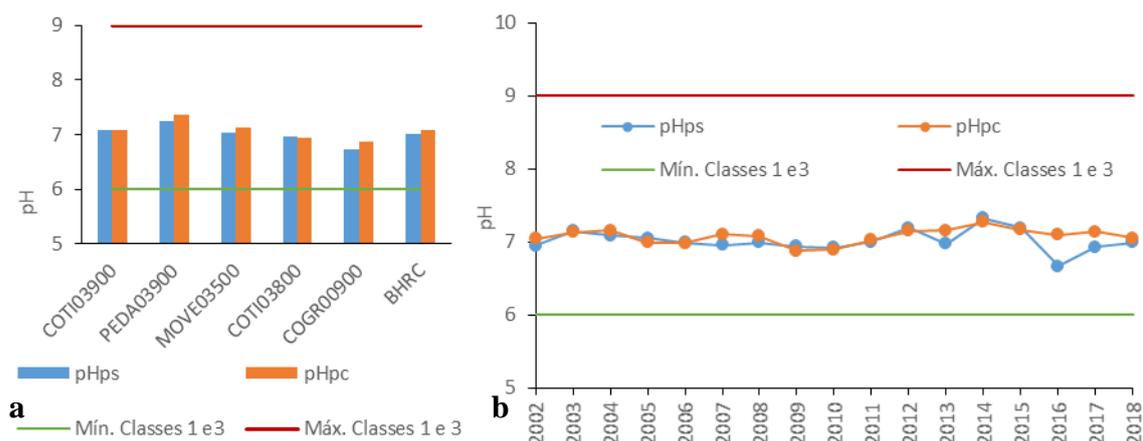
Analisando a Figura 17a, observa-se que somente o posto COGR00900 atende ao limite de Coliforme Termotolerante de Classe 1 (menor ou igual a 200 NMP/100mL) estabelecido pela resolução do CONAMA e os demais pontos de monitoramento apresentam valores muito acima do exigido (menor ou igual a 2.500 NMP/100ml). A Figura 17b exhibe que os valores de CT também estão excessivos para a BHRC, sendo que os maiores valores de CT estão no período chuvoso na maior parte do tempo.

Os coliformes termotolerantes (CT) são bactérias que se procriam em temperatura média de 44,5° C no intestino de animais de sangue quente e são indicadores de poluição por esgoto doméstico. Elas não causam doenças, porém a alta concentração deste parâmetro possibilita a existência de microrganismos patogênicos, responsáveis por enfermidades de veiculação hídrica, como por exemplo cólera, febre tifoide e desintéria bacilar. Os coliformes fecais abrangem a bactéria *Escherchia coli* e espécies do tipo *Klebsiella* e *Enterobacter* (CETESB, 2019).

O pH é a concentração de íons de hidrogênio numa escala antilogaritma, indicando as condições de alcalinidade, acidez e neutralidade da água. O pH varia de 0 a 14, sendo que um valor igual a sete é correspondente ao neutro. Normalmente é a neutralidade que representa a formação de um ecossistema mais variado e estável, tanto em sistemas anaeróbios como sistemas aeróbios. O pH altera o metabolismo das espécies aquáticas e acordo com a Resolução CONAMA 357, seu valor deve estar entre 6 e 9. Modificações nos valores de pH também aumentam a toxicidade das substâncias químicas presentes na água, como por exemplo os metais pesados (BRASIL, 2005; CETESB, 2019).

A Figura 18a mostra o gráfico dos valores médios de pH para os cinco postos de monitoramento e para a BHRC, sendo que os valores desta é a média aritmética dos cinco pontos. Já a Figura 18b mostra os valores de pH para a BHRC ao longo do tempo. Analisando-a, percebe-se que há atendimento para todos os postos de monitoramento, integralmente.

Figura 18. Valores médios de pH ao longo do espaço (a) e do tempo (b).



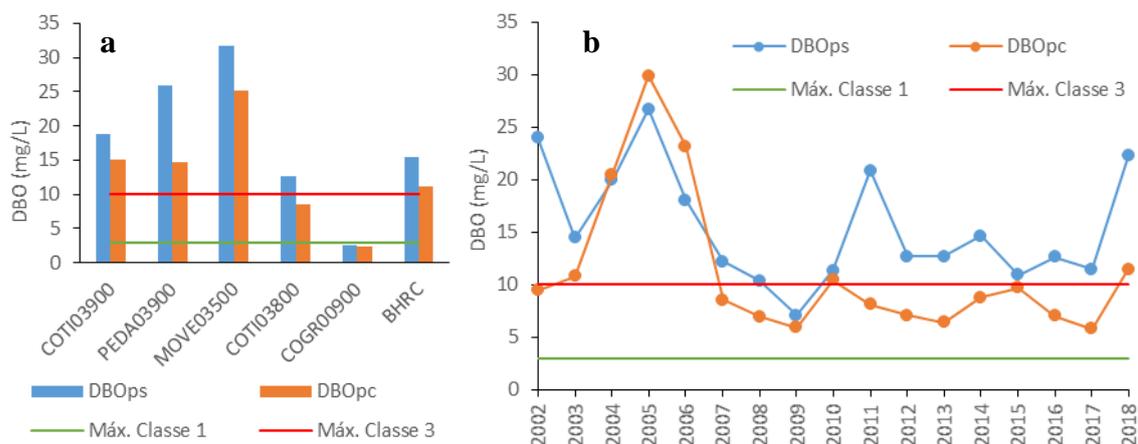
Fonte: Autoria própria.

O DBO 5,20 é a quantidade de oxigênio consumido por 5 dias numa temperatura média de 20°C. Representa a quantidade de oxigênio necessária para fazer a oxidação da matéria orgânica atuante na água, por meio da decomposição microbiana aeróbia. Altos valores de DBO normalmente são provocados pelo lançamento de substâncias orgânicas, especialmente esgoto doméstico, sendo que uma alta concentração deste parâmetro diminui os valores do Oxigênio Dissolvido na água, provocando a morte da vida aquática (CETESB, 2019).

A Figura 19a mostra o gráfico dos valores médios de DBO para os cinco postos de monitoramento e para a BHRC, sendo que os valores desta é a média aritmética dos cinco pontos. Já a Figura 19b mostra os valores de DBO para a BHRC ao longo do tempo.

Verificando-a, percebemos que novamente o posto de monitoramento COGR00900 atende ao limite estabelecido pela resolução do CONAMA para rios de classe 1 (3 mg/L) para ambos períodos, e só o posto COTI03800 atende parcialmente ao limite de até 10 mg/L no período chuvoso. A Figura 19b mostra que a partir do segundo semestre de 2006, os maiores valores de DBO se encontram durante o período seco e não atenderam ao limite de Classe 3 do CONAMA, com exceção no período chuvoso em alguns anos.

Figura 19. Valores médios de DBO ao longo do espaço (a) e do tempo (b).

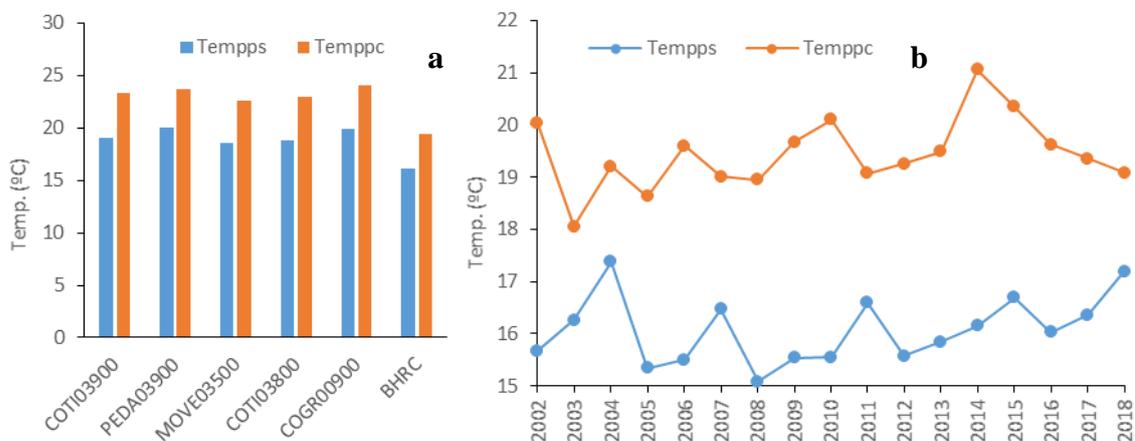


Fonte: Autoria própria.

A temperatura da água varia conforme a radiação solar, porém sofre influência pela presença de efluentes químicos. Esse parâmetro interfere em outros parâmetros como viscosidade e tensão superficial, alterando os processos biológicos, a velocidade das associações químicas, a solubilidade dos gases e as características de odor e sabor. É normal os corpos hídricos apresentarem variações termais ao longo do dia e das estações climáticas, porém o lançamento de esgoto com altas temperaturas causa forte impacto sobre o crescimento e reprodução dos organismos aquáticos (FOLLADOR, 2010; CETESB, 2019).

A Figura 20a mostra o gráfico dos valores médios de temperatura para os cinco postos de monitoramento e para a área de estudo, sendo que os valores desta é a média aritmética dos cinco postos. Já a Figura 20b mostra os valores de temperatura para a BHRC temporalmente.

Figura 20. Valores médios de temperatura ao longo do espaço (a) e do tempo (b).



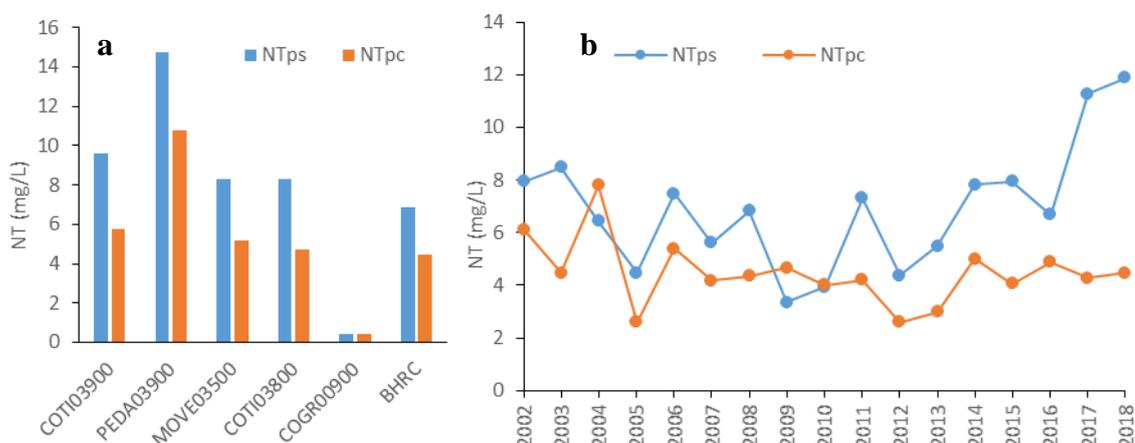
Fonte: Autoria própria.

A Figura 20 (a – b) mostra de forma nítida que os valores de temperatura são maiores durante chuvoso e menores no período seco, confirmando a influência da sazonalidade neste parâmetro e com uma diferença média entre ambos períodos de 3,37 °C na área estudada. A estabilidade da temperatura é essencial para a manutenção da vida aquática, uma vez que a variação brusca da temperatura, isto é, choque térmico, ocasiona um estresse muito grande aos peixes, levando-os à morte (CETESB, 2019).

O Nitrogênio Total (NT), na água, pode se apresentar nas formas de nitrato, nitrito e nitrogênio orgânico. Os nitratos possuem alta toxicidade ao homem e em doses altas causam uma doença denominada metahemoglobinemia infantil, a qual é mortal para crianças. Entretanto, os nitrogênios servem como nutrientes nos processos biológicos e seu aporte excessivo nos corpos d'água causa a eutrofização, prejudicando o abastecimento público. As fontes de nitrogênio geralmente são os efluentes industriais, esgotos domésticos e fertilizantes (VON SPERLING, 2005; CETESB, 2019).

Os valores médios de NT para a BHRC e para os postos de monitoramento são exibidos na Figura 21a. Já a Figura 21b mostra os valores de NT para a BHRC ao longo do tempo.

Figura 21. Valores médios de Nitrogênio Total ao longo do espaço (a) e do tempo (b).



Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 21 (a – b), nota-se que os valores de Nitrogênio total são maiores durante o período chuvoso e menores no período seco. O posto COGR00900 apresentou o menor valor de NT (média 0,42 mg/L), enquanto o PEDA03900 foi o ponto que apresentou o maior valor (média entre os períodos de 12,77 mg/L).

A diferença média de NT ao longo do tempo foi de 2,43 mg/L. Ressalta-se que embora não exista limite estabelecido pelo CONAMA sobre este parâmetro, na Resolução 357/05 existe a determinação que para as águas doces de Classes I e II, o NT após a oxidação não

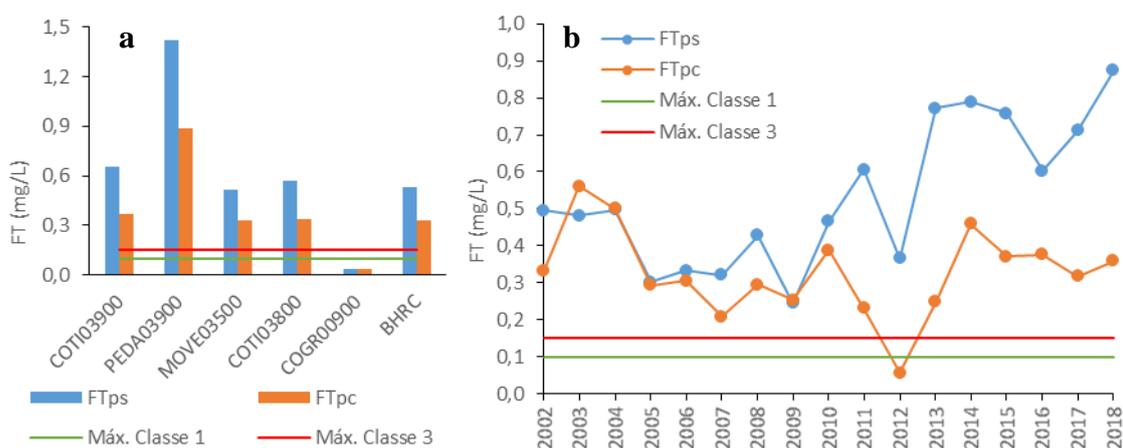
deve ultrapassar a 1,27 mg/L para ambiente lântico (lagoa, represa) e 2,18 mg/L para ambiente lótico (rio, córrego) (BRASIL, 2005).

Segundo Follador (2010), a existência de nitrogênio acarreta na redução do Oxigênio Dissolvido no córrego, por causa do consumo exigido no processo de transformação da amônia a nitrito e deste a nitrato. Como o DBO, o nitrogênio serve como indicador de poluição num corpo hídrico: se a poluição é nova, geralmente a forma de nitrogênio encontrada na água é do tipo orgânica ou amônia, agora se a poluição é antiga, predomina o formato de nitrato (RODRIGUES, 2018; SABESP, 2019).

O Fósforo Total (FT) é um macro nutriente, primordial para os processos biológicos, contribuindo nos processos de eutrofização das águas. Este parâmetro pode ter origem natural, decorrente da decomposição da matéria orgânica e lixiviação de minerais ou pode ter origem antrópica, decorrente do uso excessivo de fertilizantes na agricultura e de falhas no tratamento das estações de tratamento de água (ETAs). O fósforo se apresenta de três formas diferentes: polifosfatos, ortofosfatos e fosfatos orgânicos (MOTA, 2008; CETESB, 2019).

A Figura 22a mostra o gráfico dos valores médios de FT para os cinco postos de monitoramento e para a BHRC, sendo que os valores desta é a média aritmética dos cinco pontos. Já a Figura 22b mostra os valores de FT para a BHRC ao longo do tempo.

Figura 22. Valores médios de Fósforo Total ao longo do espaço (a) e do tempo (b).



Fonte: Autoria própria.

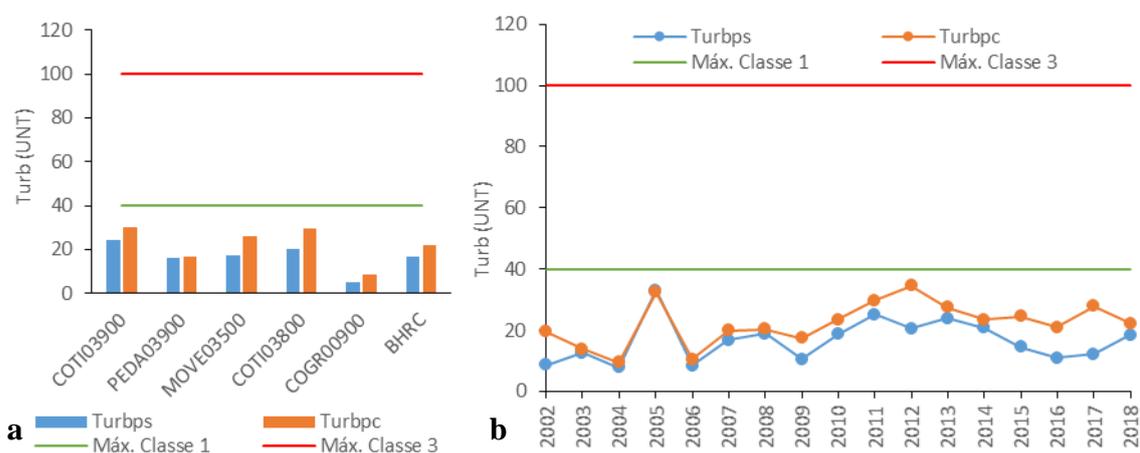
A Figura 22a mostra que somente o posto COGR00900 atende aos requisitos de Fósforo Total estabelecido pelo CONAMA para ambos períodos, e o restante dos postos de monitoramento apresentam valores muito acima do máximo para rios de classe 3, isto é, 0,15 mg/L. Verifica-se também que os maiores valores de FT são durante o período seco.

A Figura 22b mostra que os valores de FT encontravam-se relativamente próximos durante os dois períodos até 2011, onde a partir deste ano a discrepância de valores se tornou mais expressiva, com uma diferença média 0,38 mg/L de 2011 até 2018. Nota-se também que para todos os anos a variação do FT se manteve acima do limite estipulado pelo CONAMA, com exceção do ano de 2012, onde o FT durante o período chuvoso esteve aquém.

A Turbidez resulta da frequência de substâncias suspensas na água, variando seu tamanho com partículas grosseiras até colóides, com raios menores. A diversidade de materiais causa este parâmetro, a incluir partículas de silte, areia fina e microrganismos, sendo que estas partículas provocam absorção e reflexão das ondas eletromagnéticas, aparentando à água um aspecto barrento e nebuloso de potencial perigoso. A Turbidez também é causada pela erosão dos solos, decorrentes da agricultura, pecuária e mineração. O crescimento da Turbidez exige quantidade maior de coagulantes nas estações de tratamento de água (ETA), onerando os custos de tratamento (FOLLADOR, 2010; CETESB, 2019).

A Figura 23a mostra o gráfico dos valores médios de Turbidez para os cinco postos de monitoramento e para a área de estudo. Já a Figura 23b apresenta os valores de Turbidez para a BHRC ao longo do tempo.

Figura 23. Valores médios de Turbidez ao longo do espaço (a) e do tempo (b).



Fonte: Autoria própria.

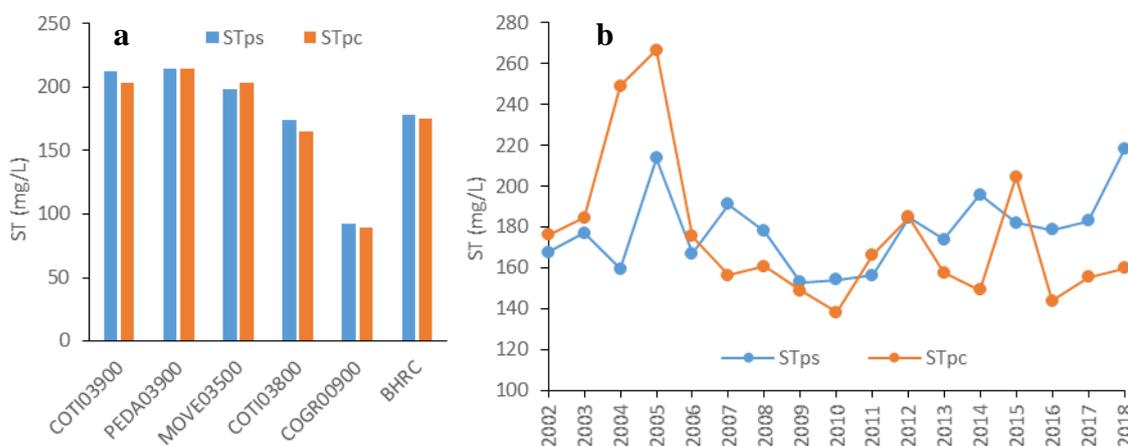
A Figura 23a mostra que todos os postos de monitoramento atendem aos limites de Turbidez impostos pelo CONAMA, inclusive que os pontos das áreas antropizadas apresentam valores abaixo da Classe 1, isto é, mais rígido. É evidente que os maiores valores deste parâmetro se encontram no período chuvoso. A Figura 23b aponta que a diferença de

valores de Turbidez é baixa entre os dois períodos, com um valor médio para todo período de 5,65 NTU. Os valores de Turbidez se situando abaixo do estabelecido pelo CONAMA favorecem no tratamento da água na BHRC, uma vez que o material suspenso tende a conter menos organismos que dificultem a atuação do desinfetante, diminuindo também a formação de lodo nas estações de tratamento de água e esgoto (ETA e ETE) (SABESP, 2019).

Os sólidos em suspensão, ou Sólido Total (ST), são as partículas que permanecem na água após os processos de calcinação, secagem ou evaporação da amostra durante uma temperatura e um tempo estipulados. Se os resíduos sólidos se sedimentam nos leitos dos córregos, pode ocorrer o assoreamento, dificultando a navegação e aumentando o risco de enchentes. Também causam malefícios à fauna e flora aquáticas, pois quando estes sólidos se depositam no leito, aniquilam os microrganismos presentes e prejudicam a desova dos peixes (CETESB, 2019).

A Figura 24a apresenta o gráfico dos valores médios ST para os cinco postos de monitoramento e para a BHRC, sendo que os valores desta é a média aritmética dos cinco pontos. Já a Figura 24b mostra os valores de ST para a BHRC temporalmente.

Figura 24. Valores médios de Sólido Total (ST) ao longo do espaço (a) e do tempo (b).



Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 24a, nota-se que o parâmetro de Sólido Total apresentou um comportamento irregular, de forma que o posto COGR00900 apresentou os menores valores desta variável (média 90,59 mg/L entre os dois períodos) e o posto PEDA03900 apresentou os maiores valores (média de 214,51 mg/L). A Figura 24b mostra uma oscilação expressiva ao longo dos anos, de caráter bem irregular.

A Tabela 20 apresenta os resultados de normalidade do teste Shapiro-Wilk. Segundo Ginevan (2004), no teste de Shapiro-Wilk, os dados são considerados normais quando o

valor de W calculado é maior ou igual que o valor de W tabelado (neste caso para 9 amostras, $W=0,892$) e o valor de p calculado é maior ou igual ao nível de significância (neste caso, 0,05 ou 5%).

Tabela 20. Resultados do teste Shapiro-Wilk.

Parâmetro	Período Seco (ps)		Período Chuvoso (pc)	
	Shapiro-Wilk (W)	p-value	Shapiro-Wilk	p-value
OD	0,8097	0,0095	0,872	0,024
CT	0,9405*	0,3773*	0,9368*	0,3435*
pH	0,6316	0,0074	0,533	0,0063
DBO	0,9107*	0,1065*	0,7323	0,0083
Temp.	0,8775	0,0311	0,8708	0,0024
NT	0,9257*	0,2428*	0,8776	0,0312
FT	0,9466*	0,4328*	0,9737*	0,8423*
Turb.	0,9384*	0,3580*	0,9787*	0,9218*
ST	0,9362*	0,3381*	0,8085	0,0095

Legenda: * dados com distribuição normal.

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Tabela 20, verifica-se que para o período seco das nove variáveis, sete apresentam distribuição normal, isto é, 67% e para o período chuvoso, somente quatro parâmetros possuem também distribuição normal (33%). Este resultado com distinções sazonais foi semelhante aos resultados obtidos por Lima (2014) que comprovou distribuição normal para o pH, Turbidez, Sólido Total e cor para as águas de cisternas em comunidades do semiárido pernambucano; Zuffo *et al.* (2013) que constatou a normalidade dos parâmetros pH, Oxigênio Dissolvido, Sólido Total, Nitrato e Turbidez nas águas superficiais em Rondônia; e Araujo *et al.* (2018) que não encontrou normalidade para nenhum de seus parâmetros testados: Turbidez, Sólido Total, Oxigênio Dissolvido, Condutividade Elétrica, Temperatura e Fósforo Total.

Baseando-se nos resultados da Tabela 20, aplicou-se os testes estatísticos para verificar a influência da sazonalidade: o teste paramétrico *T Student* quando os dados nos períodos seco e chuvoso exibirem normalidade e o teste de *Wilcoxon* quando a distribuição dos dados em ambos períodos ou em um só foi não normal, a um nível de significância de 5%. A Tabela 21 apresenta os resultados dos testes de hipótese.

Tabela 21. Resultados dos testes de hipótese T *Student* e *Wilcoxon* para os parâmetros.

Parâmetro	Valor de p					Teste Aplicado
	COTI 03900	PEDA 03900	MOVE 03500	COTI 03800	COGR 00900	
OD	0,5582	0,0089*	0,2025	0,8363	0,0001*	Wilcoxon
CT	0,4432	0,0283*	0,9048	0,4035	0,0011*	T Student
pH	0,6543	0,2486	0,2150	0,6381	0,3892	Wilcoxon
DBO	0,0421*	0,0002*	0,0516	0,0439*	0,9040	Wilcoxon
Temp.	0,0001*	0,0001*	0,0001*	0,0001*	0,0001*	Wilcoxon
NT	0,0016*	0,0023*	0,0010*	0,0062*	0,9314	Wilcoxon
FT	0,0044*	0,0012*	0,0011*	0,0333*	0,8528	T Student
Turb.	0,1074	0,7316	0,0339*	0,0272*	0,0001*	T Student
ST	0,1737	0,4695	1,0000	0,7176	0,1630	Wilcoxon

Legenda: * dados estatisticamente significativos quando $p \leq 0,05$.

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Tabela 21, verifica-se que a precipitação exerce influência em 23 das 45 amostras de parâmetros, isto é, cerca de 51% do total, com destaque para o parâmetro da Temperatura que foi influenciada pela pluviosidade em todas AC's. O pH e o Sólido Total não sofreram influência em quaisquer AC's. O Oxigênio Dissolvido foi o parâmetro que sofreu menor influência da chuva, com somente dois postos de monitoramento afetados. O posto de monitoramento que possui maior frequência de significância estatística é o PEDA03900 com seis vezes.

A ocorrência da temperatura por ser a mais influenciada pela precipitação, pode explicar a sazonalidade das variações térmicas dos corpos hídricos, acompanhando as flutuações do clima tropical da BHRC, o qual possui as quatro estações bem definidas, de forma que a significância estatística encontrada para a variável Temperatura condiz com a realidade das propriedades físicas da bacia (EMBRAPA, 2015; CETESB, 2019).

A alta frequência de significância estatística nas variáveis Fósforo Total e Nitrogênio Total corroboram o fato que ambos parâmetros acima dos limites podem gerar o excesso de fitoplâncton, dificultando o tratamento da água nos reservatórios e aumentando os custos do tratamento químico (SABESP, 2019). Ainda segundo Barbosa (2015), a ampliação do Fósforo acarreta em modificações hídricas, alterando indiretamente as quantidades de pH e Oxigênio Dissolvido, a pôr em risco o ecossistema aquático.

A diferença sazonal do Coliforme Termotolerante, apesar de mais singela, reforça que é no período chuvoso que esta variável mostra maiores teores, piorando o IQA, especialmente pela forte contribuição dos lançamentos de esgoto industrial não tratado, de

forma que níveis excessivos apontam a contaminação da água por doenças ocasionadas por patógenos e germes, como por exemplo, diarreia, disenteria e cólera (CETESB, 2019).

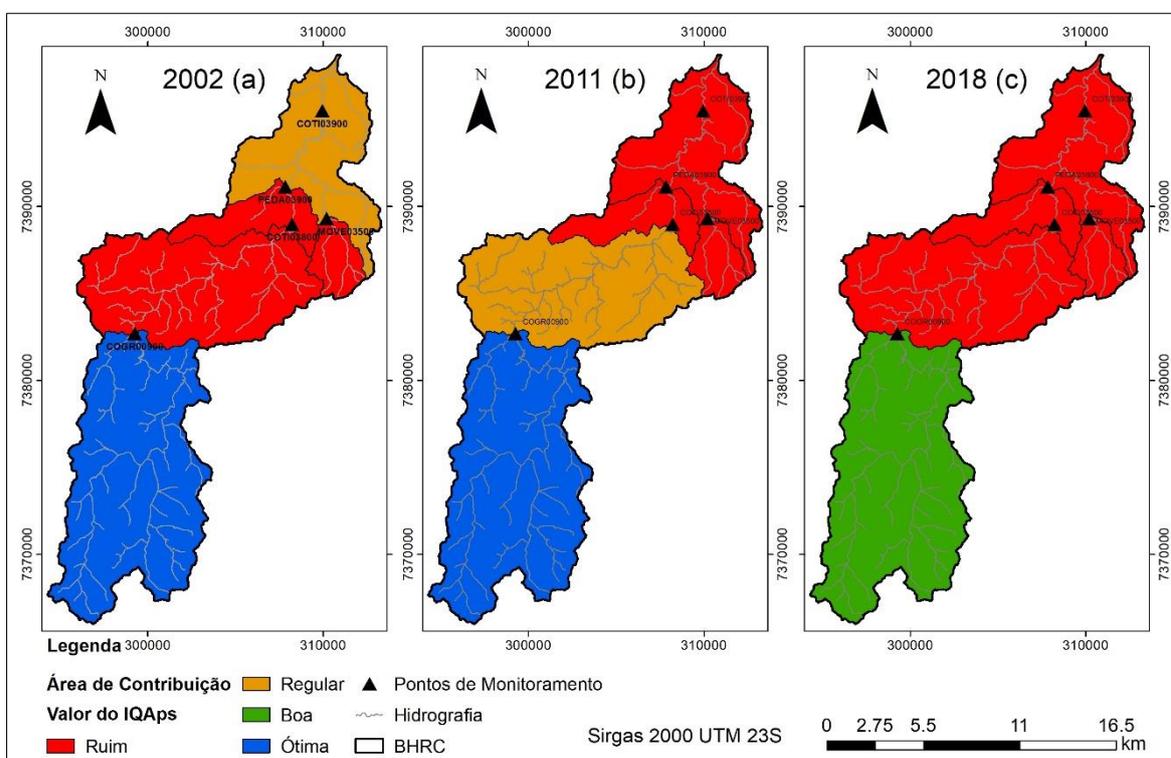
O parâmetro Turbidez se mostrou estatisticamente expressivo também, se intensificando na época de chuva, uma vez que esta variável pode afetar a habilidade de fotossíntese dos microrganismos por meio da redução da luz, além de que, segundo Follador (2010), a precipitação influencia de forma direta na quantidade de matéria suspensa num curso d'água.

A influência da precipitação é determinante também no parâmetro DBO, apresentando significância estatística três vezes, sendo duas em AC's fortemente antropizadas (COTI03900 e PEDA03900), reforçando a importância de aeração nos corpos hídricos inseridos em área urbana, melhorando a eficiência da decomposição da matéria orgânica, em especial no tratamento de esgoto sanitário (CETESB, 2019; SABESP, 2019).

Assim, a análise da influência da sazonalidade na qualidade da água oferece dados importantes para o manejo correto dos recursos hídricos, favorecendo a tomada de decisão conforme as necessidades de gestão da bacia hidrográfica estudada.

As Figuras 25 (a – c) e 26 (a – c) apresentam os valores médios do IQA para os anos 2002, 2011 e 2018 respectivamente.

Figura 25. Mapas do IQA em período seco por área de contribuição.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 22. Percentuais de uso da terra na BHRC.

Classe de Uso da Terra	2002		2011		2019	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Aglomerado Subnormal	60,89	0,24	57,91	0,23	60,51	0,24
Agropecuária	216,75	0,86	117,59	0,47	28,31	0,11
Área Urbana	3.147,99	12,53	5.201,17	20,70	6.758,12	26,90
Aterro Sanitário	31,58	0,13	31,58	0,13	31,58	0,13
Hidrografia	287,21	1,14	337,19	1,34	289,07	1,15
Indústria	371,42	1,48	607,04	2,42	609,48	2,43
Mineração	42,26	0,17	42,26	0,17	42,26	0,17
Pastagem	4.668,21	18,58	2.802,78	11,15	2.383,42	9,48
Reflorestamento	687,31	2,74	687,31	2,74	687,31	2,74
Solo Exposto	184,25	0,73	388,54	1,55	223,90	0,89
Vegetação Arbórea	15.429,03	61,40	14.853,53	59,11	14.012,95	55,77
Total	25.126,90	100,00	25.126,90	100,00	25.126,90	100,00

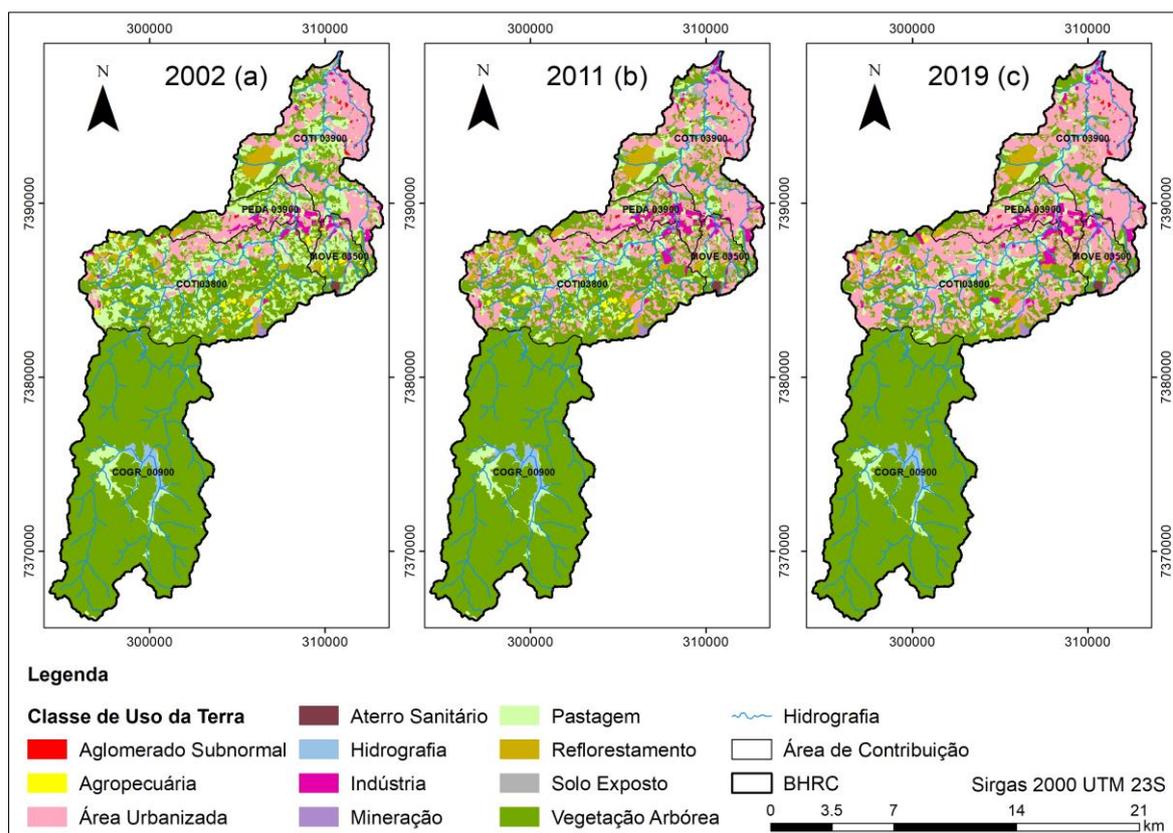
Fonte: Autoria própria.

A Figura 27 (a – c) apresenta os Mapas de uso e ocupação da terra da BHRC para os anos 2002, 2011 e 2019 respectivamente, resultantes do mapeamento do uso da terra da área de estudo. É possível observar que a BHRC apresenta condições bastantes distintas quanto ao uso da terra quanto comparado setor sul (Alto Cotia) e o setor norte (Baixo Cotia).

Percebe-se que no Baixo Cotia estão localizadas as áreas urbanas, industriais e aglomerados subnormais dos municípios de Cotia e Carapicuíba, a notar a falta de infraestrutura básica, principalmente no tocante a saneamento (SABESP, 2019). A porção do Alto Cotia, equivalente a Reserva Florestal do Morro Grande e à AC COGR00900, é quase toda composta por mata nativa, contendo o reservatório Pedro Beicht e a Represa das Graças.

De forma geral, a BHRC possuía em relação a sua área total para o ano de 2002, um percentual de 81,13% de áreas naturais e 18,87% de áreas antropizadas; para 2011, um percentual de 71,61% de áreas naturais e 28,39% de áreas antropizadas; e para 2019, um percentual de 66,40% de áreas naturais e 33,60% de áreas antropizadas.

Figura 27. Mapas de uso e ocupação da terra para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



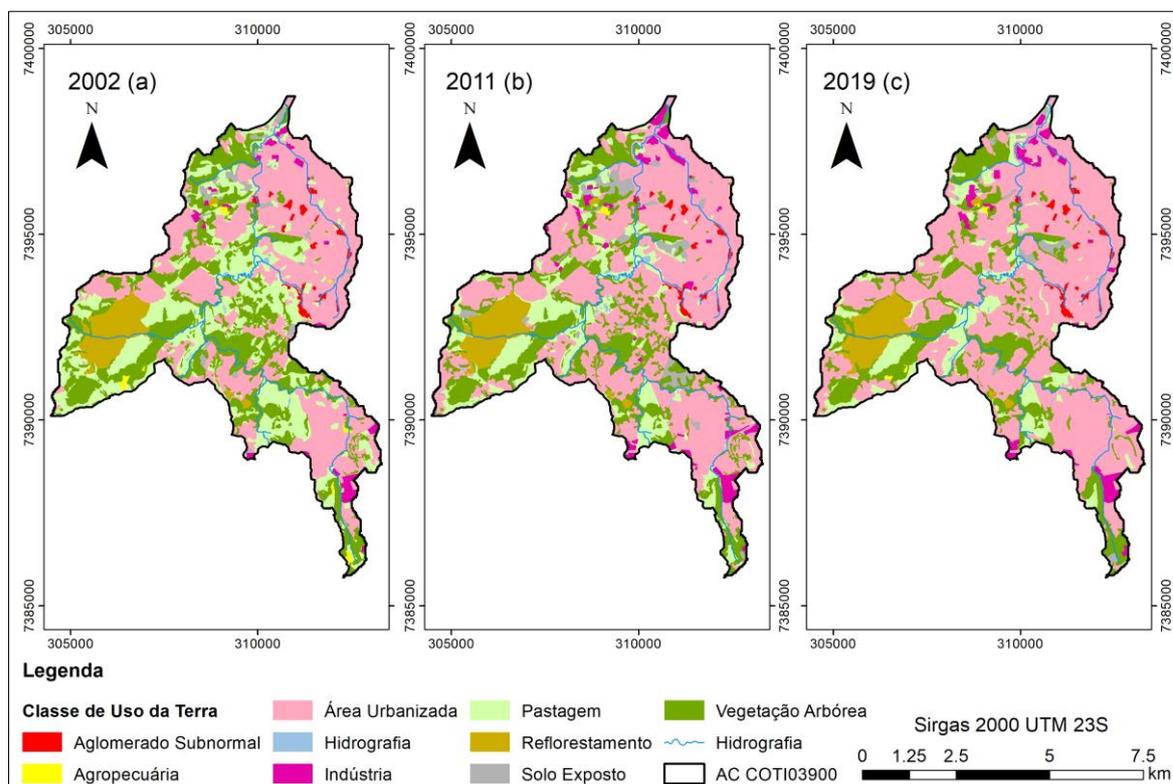
Fonte: Autoria própria.

Quanto à análise de paisagem, proposta por Vlami *et al.* (2019), a BHRC apresentou um índice de conservação (LAP-CI) médio igual a 59,83, classificado como de qualidade moderada, ou seja, num estado de conservação ambiental desfavorável, com paisagem moderadamente degradada e sujeita a várias mudanças e pressões modernas.

Nas visitas a campo, foram observadas em algumas regiões o pastoreio de gado bovino entre florestas de eucalipto e culturas agrícolas familiares. Contudo, devido ao tamanho da bacia existe dificuldade para se verificar em quais áreas há pecuária ou plantios homogêneos, portanto, estas duas classes foram contempladas em uma única classe intitulada como agropecuária (EMPLASA, 2006; IBGE, 2013).

A Figura 28 (a – c) mostra os mapas de uso e ocupação da terra da AC COTI03900 da BHRC para os anos 2002, 2011 e 2019 respectivamente.

Figura 28. Mapas de uso e ocupação da terra da AC COTI03900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



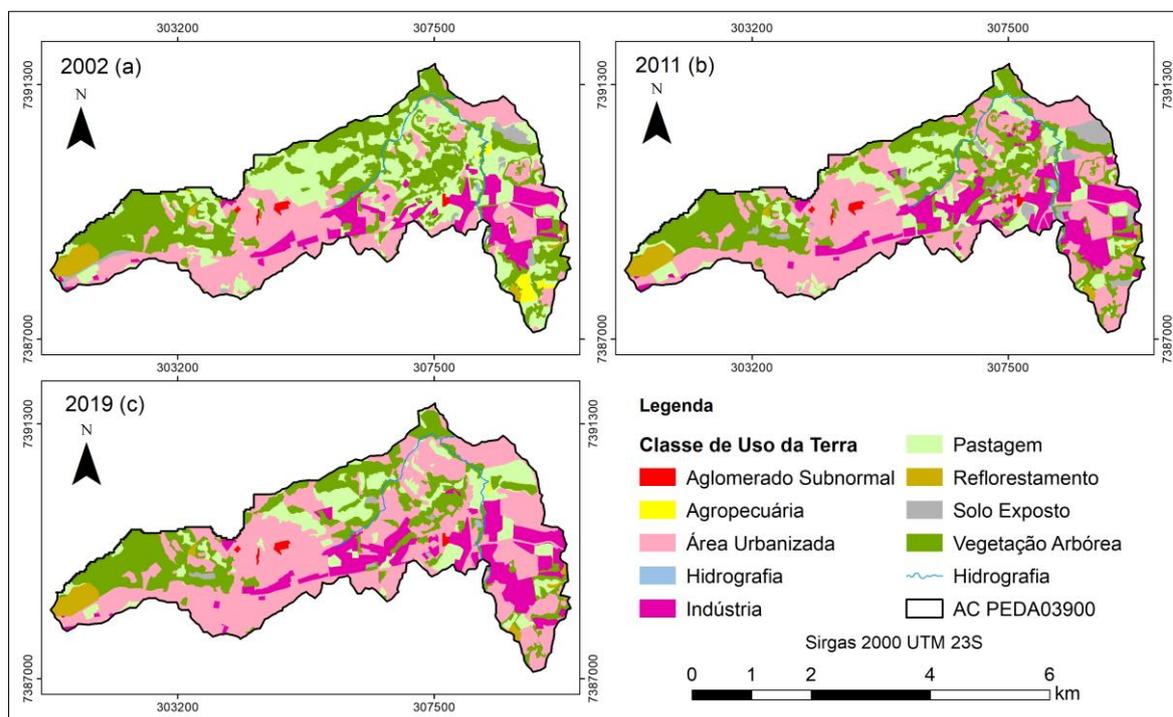
Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 28 (a – c), é possível observar a predominância de áreas urbanas e vegetação arbórea, sendo que a primeira classe teve um aumento percentual de sua área de 27,92% em 2011 e 17,23% em 2019, e a segunda classe teve uma diminuição territorial de 12,59% em relação a 2011 e 12,31% em 2019. Os complexos industriais também acompanharam este crescimento com uma expansão de área de 63,75% entre 2002 e 2019. É nesta AC que está a maioria dos aglomerados subnormais, sendo que estes se mantiveram constantes durante o período analisado. Na porção sudoeste desta AC encontra-se um grande polígono de reflorestamento do tipo eucalipto, equivalente a um terço de toda classe.

Quanto à análise da paisagem (LAP-CI), foi obtido um valor avaliado de 49 e classificado como qualidade ruim, ou seja, um espaço urbano degradado e com condição de conservação desfavorável.

A Figura 29 (a – c) mostra os mapas de uso e ocupação da terra da AC PEDA03900 da BHRC para os anos 2002, 2011 e 2019 respectivamente.

Figura 29. Mapas de uso e ocupação da terra da AC PEDA03900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



Fonte: Autoria própria.

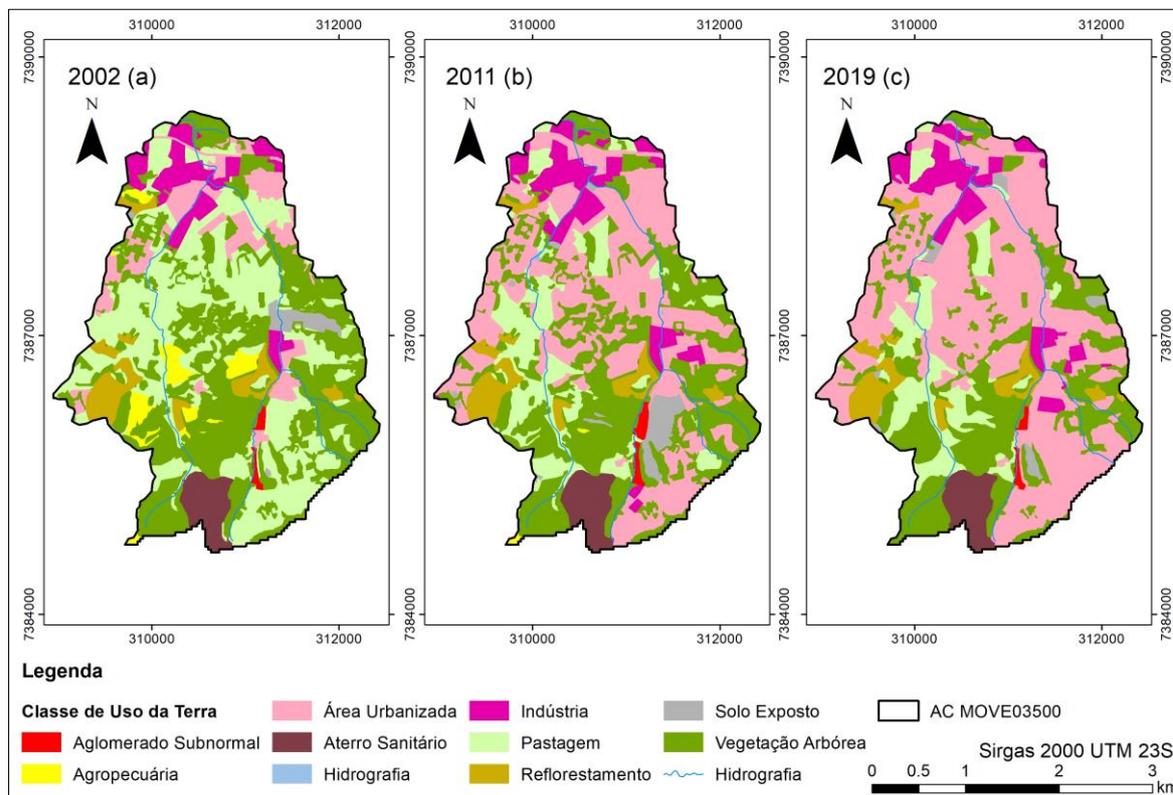
Os mapas de uso e ocupação da terra da Figura 29 mostram a classe urbana como prevalecente, seguida da vegetação arbórea: enquanto a primeira cresceu 40,54% em 2011 e 24,51% em 2019, a segunda decaiu 10,28% em 2011 e 15,75% em 2019.

Existem alguns aglomerados subnormais nesta AC, também se mantendo constantes durante todo período. O desmatamento também diminuiu a classe de pastagem, sendo 46,94% de sua área em 2011 e de forma mais branda com 8,64% em 2019. Nesta AC, o solo exposto apresentou uma oscilação, sendo que cresceu 111,33% em 2011 e decaiu 84,71% em 2019. Como a PEDA03900 é cortada pela Rodovia Raposo Tavares (SP-270), é plausível que esta área seja a AC com maior incidência de área industrial em toda BHRC, apresentando entre 2002 e 2019 um aumento percentual do complexo de indústrias de 35,19%.

Referente à análise de paisagem, esta AC mostrou um valor médio de LAP-CI igual a 68, classificado como de qualidade moderada, igual à BHRC, com paisagem urbana e natural mediantemente degradada.

A Figura 30 (a – c) mostra os mapas de uso e ocupação da terra para a AC MOVE03500 para os anos 2002, 2011 e 2019 respectivamente.

Figura 30. Mapas de uso e ocupação da terra da AC MOVE03500 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



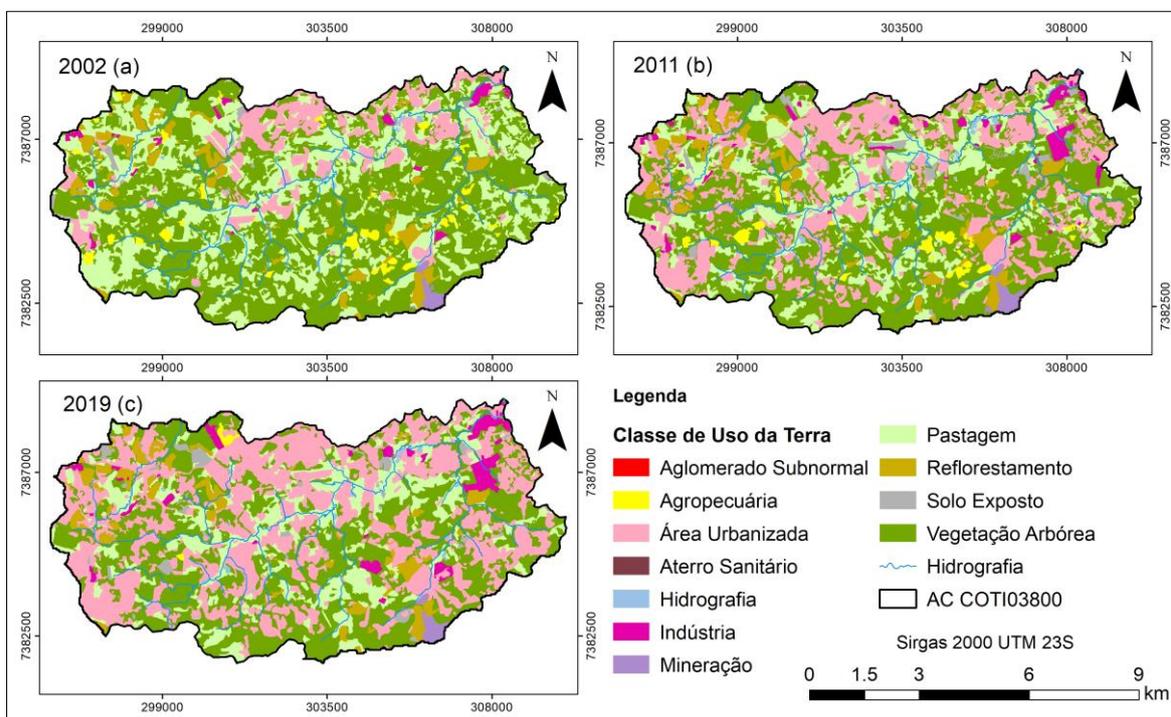
Fonte: Autoria própria.

A Figura 30 (a – c) aponta que a AC MOVE03500 em 2002 tinha predominância de área natural, porém em 2019 as áreas antropizadas se tornaram a maioria, sendo, portanto, a AC que mais sofreu pressão antrópica em relação as demais áreas: em todo período a área urbana cresceu cerca de 425%, enquanto que as classes de pastagem e vegetação arbórea diminuíram 69,62% e 30,77%, respectivamente, dando espaço à expansão urbana. Nota-se que a atividade agropecuária diminuiu muito no ano de 2011 (94,41%) e em 2019 se extinguiu.

É nesta AC que está localizado o único aterro sanitário da BHRC, localizado no município de Embu das Artes com 31,58 ha. A indústria apresentou um crescimento significativo de sua área, se expandindo 19,78% de 2002 a 2019. Existem também alguns núcleos de aglomerados subnormais estáveis com uma área de aproximadamente 4,65 ha. Analisando a paisagem da MOVE03500, obteve-se um valor de LAP-CI médio igual a 55, também classificado como moderadamente degradado.

A Figura 31 (a – c) mostra os mapas de uso e ocupação da terra da AC para os anos de 2002, 2011 e 2019 respectivamente.

Figura 31. Mapas de uso e ocupação da terra da AC COTI03800 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



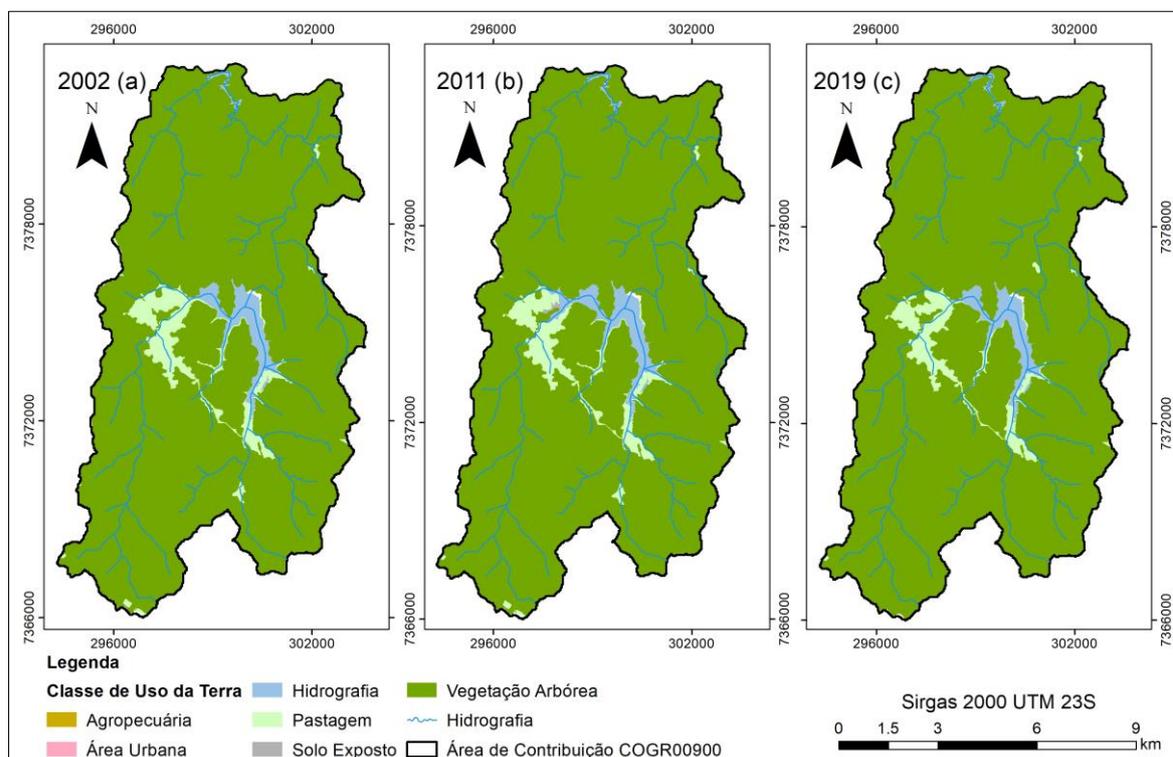
Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 31 (a – c), observa-se que embora a expansão urbana e industrial seja evidente com um crescimento de 2002 a 2019 de 268% e 160% respectivamente, as áreas naturais são ainda as predominantes na AC COTI03800 para o ano de 2019 com 53% em relação à sua área total, contra 47% de áreas antropizadas. Esta AC possui a única mineradora de toda bacia, localizada no município de Embu das Artes, com uma área aproximada de 42 ha.

Esta área é caracterizada como uma região periurbana em estado de transformação, devido à ausência de aglomerados subnormais e pelo aumento de cerca de 169% da área do solo exposto de 2002 a 2019, sendo este substituído pela implantação de empreendimentos imobiliários. As atividades de agricultura e pecuária também diminuíram, cerca de 87% em todo período. Quanto à análise de paisagem, a COTI03800 apresentou um valor de LAP-CI médio igual a 74, o que equivale a uma qualidade boa, de conservação ambiental favorável, possuindo uma leve degradação.

Finalmente a Figura 32 (a – c) apresenta os mapas de uso e ocupação da terra da AC COGR00900 para os anos de 2002, 2011 e 2019 respectivamente.

Figura 32. Mapas de uso e ocupação da terra da AC COGR00900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



Fonte: Autoria própria.

Avaliando a Figura 32 (a – c), percebe-se que a naturalmente a AC COGR00900 é a área mais protegida e estável, possuindo uma baixa variabilidade de uso da terra, por não existir influência antrópica. Houve somente a variação de 1,55% da área da hidrografia entre 2002 e 2019 e uma redução da pastagem para o mesmo período em 16,03%, provavelmente ocasionada pelo crescimento da vegetação nativa. O Alto Cotia apresenta um LAP-CI médio igual a 85, isto é, com uma qualidade excelente de conservação ambiental.

De acordo com os resultados adquiridos, analisa-se que a classe de vegetação arbórea é a categoria mais expressiva da BHRC para os três anos de estudo, embora apresentando uma diminuição contínua em função do desmatamento da vegetação para dar espaço às áreas urbanas, de forma que de 2002 a 2019 houve uma redução da área em 9,18%.

Esta AC corresponde à 98,3% da área total da Reserva Florestal do Morro Grande, a qual apresenta vegetações em diferentes estágios – pioneiro, inicial, médio e avançado – contidas na classe de vegetação arbórea (SÃO PAULO, 2007). Destaca-se que uma porção da área de pastagem, situada à esquerda da Represa Pedro Beicht, corresponde a vegetação em estado pioneiro e inicial com influência fluvial (METZGER *et al.*, 2006).

Segundo a EMPLASA (2006), a classe de pastagem é constituída de vegetação lenhosa de segundo crescimento, de árvores finas e compactamente dispostas (capoeira); de gramíneas com altura entre 10 e 15 cm distribuídas de forma quase contínua, e mais raramente como subarbustos e arbustos distribuídos espaçadamente (campo); e vegetação que sofre interferência dos corpos hídricos, sujeita às inundações na época de chuvas (vegetação de várzea). Esta classe também sofreu uma diminuição no período analisado, com redução de 48,96%, pelo mesmo motivo da classe de vegetação arbórea.

Salienta-se que a especulação imobiliária não se restringe somente a regiões novas, porém também em lotes já favorecidos como chácaras, fazendas, prédios e galpões industriais, de forma que as visitas de campo constataram que as classes de vegetação arbórea e pastagem foram desmatadas para avanço das classes de área urbana e indústria. Segundo IIEGA (2009) e Silva *et al.* (2017), a predominância de vegetação natural é um forte ponto ambiental da bacia hidrográfica, pois mantém a conservação do seu ecossistema e de seus recursos hídricos.

A classe de agropecuária foi a que mais encolheu no período, tendo sua área diminuída em 45,75% de 2002 a 2011 e em 75,93% de 2002 a 2019 devido ao abandono das atividades agrícolas pela implantação de condomínios residenciais fechados. Estas regiões de agricultura possuíam predominância de relevo levemente ondulado (declividade até 8%), o qual segundo Silva (2018) favorece a especulação imobiliária, uma vez que as áreas planas diminuem o custo de movimento de terra. A baixa quantidade dessa classe dificultou a identificação dos seus polígonos, apesar da alta resolução das imagens utilizadas como base.

As classes de área urbana, indústria e solo exposto foram as que mais cresceram no período (2002 a 2019), com um aumento da área de 114,68%, 64,09% e 21,52% respectivamente. A expansão destas classes está fortemente associada ao crescimento populacional da BHRC, cerca de 12% entre 2002 e 2019, conforme explicitado no item 4.2 (SEADE, 2020). Estas classes são caracterizadas por áreas onde a ocupação antrópica ocorreu de maneira espontânea, desprovidas de planejamento territorial por partes dos municípios compostos na bacia, ocasionando problemas ao meio físico (IPT, 2005).

Nas áreas de ocupação gradual, como conjuntos habitacionais, loteamentos e comunidades, podem ocorrer processos erosivos, movimentação de sedimentos e assoreamento de corpos hídricos, inundações e deficiências de saneamento em função do parcelamento do solo e ausência de infraestrutura urbana (SABESP, 2019). Já, os complexos industriais podem gerar erosão durante sua fase de implantação e contribuir na poluição do ar, do solo e das águas superficiais durante sua fase de operação. Por fim, os impactos

ambientais do solo exposto são os mesmos da indústria (BARBOSA, 2015; TONIOLO; SILVA; LOURENÇO, 2020).

A classe de aglomerado subnormal (favelas) apresentou uma oscilação no período, com uma redução de área de 4,90% entre 2002 e 2011, e um aumento de área 4,50% entre 2011 e 2019. Esta classe é caracterizada, segundo EMPLASA (2006), como moradias precárias feitas de madeiras (barracos) ou de alvenaria sem revestimento, localizadas de forma isolada ou na periferia dos municípios e muitas vezes em áreas de declividade mais elevada e mananciais. Enquanto o lançamento de resíduos sólidos e das águas servidas causa instabilidade nas encostas podendo gerar deslizamentos de terra; já nas áreas de baixada os problemas ambientais mais usuais são poluição dos cursos d'água, assoreamento e inundação (MOTA, 2008; SÁNCHEZ, 2013). Como exemplo, as comunidades mais expressivas são Jardim Elzinha, Dois Córregos, CSU e Savoy, localizadas na AC COTI03900 (município de Carapicuíba).

A classe de hidrografia também apresentou oscilação, sendo um aumento percentual de área de 17,40% para 2011 e uma redução de 14,27% para 2019. Este aumento do período de 2002 a 2019 pode ser explicado pelo fato que a precipitação média de junho de 2011 foi bem maior que do que a precipitação média de junho de 2002, mês no qual as imagens orbitais foram adquiridas: 2,03 mm e 55,53 mm de precipitação, respectivamente (DAEE, 2020). Já o decréscimo do período de 2011 a 2019 pode ter sido ocasionado pelo assoreamento dos corpos hídricos e aterramento de nascentes e açudes para dar espaço aos núcleos urbanos.

A classe de reflorestamento se manteve constante desde 2002 a 2019, com uma área correspondente à 6,87 km², presente em todas AC's, exceto na COGR00900. Esta classe é caracterizada por vegetação arbórea e homogênea, plantada para fins econômicos. As espécies predominantes são eucalipto e pinus, sendo usada por empreendimentos industriais (IPT, 2005). As regiões reflorestadas embora proporcionem proteção ao solo, podem gerar erosão em decorrência do manejo inadequado do solo (SÃO PAULO, 2007).

A classes de aterro sanitário e mineração também se mantiveram constantes em todo período com uma área de 31,58 ha e 42,26 ha respectivamente, caracterizando-se automaticamente como áreas degradadas, devido aos processos erosivos, contaminação do solo, e assoreamento e poluição dos corpos hídricos. Existe um único polígono de aterro sanitário, localizado no município de Embu das Artes e quatro polígonos de mineração, pertencentes à empresa Pedreira Embu com extração de areia, sendo o único empreendimento mineiro ativo dentre onze na BHRC.

Na BHRC foram encontradas 15 atividades de contaminação, localizadas no município de Cotia, sendo que oito são indústrias, seis são postos de combustíveis e um centro logístico. Os contaminantes predominantes envolvidos são: metais, combustíveis automotivos, solventes halogenados e aromáticos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs). Do total destas atividades, duas estão em processo de investigação, cinco já estão reabilitadas, outras cinco em processo de remediação com uma sendo utilizada inclusive (centro logístico) e três sem proposta de remediação (CETESB, 2018).

Segundo o IPT (2005), a BHRC apresentou 37 pontos como áreas geradoras de sedimentos, provenientes de solo exposto (24), feição erosiva (1), uso da terra (10) e assoreamento (2), divididos em áreas urbanas parceladas ou em processo de consolidação, áreas de cabeceiras situadas em área urbana e áreas com movimento de terra. A maioria destes pontos estão localizados no município de Cotia.

De forma geral, as classes antropizadas estão exercendo pressão aos remanescentes de vegetação natural, devido ao seu crescimento territorial, ameaçando à conservação dos recursos hídricos da BHRC, logo são necessárias ações orientadoras de ordenamento territorial nesta bacia (SÃO PAULO, 2007; SILVA *et al.*, 2017).

5.5 ANÁLISE DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA

Os resultados obtidos por meio dos cálculos do Índice de Transformação Antrópica (ITA) aplicado às classes de uso da terra possibilitaram categorizar de forma geral a BHRC como de degradação média para os três anos analisados, tendo as seguintes notas: 3,10 para 2002, 3,50 para 2011 e 3,84 para 2019.

A AC COTI03900 foi classificada como fortemente degradada, apresentando uma antropização crescente durante o período analisado com notas de 5,68 para 2002, 6,23 para 2011 e 6,59 para 2019;

A AC COGR00900 apresentou valores de ITA constante, devido a esta região ser protegida ambientalmente, inibindo a pressão antrópica. Foi classificada como de degradação fraca para o período estudado, possuindo as seguintes notas do ITA: 1,11 para 2002, 1,05 para 2011 e 0,97 para 2019.

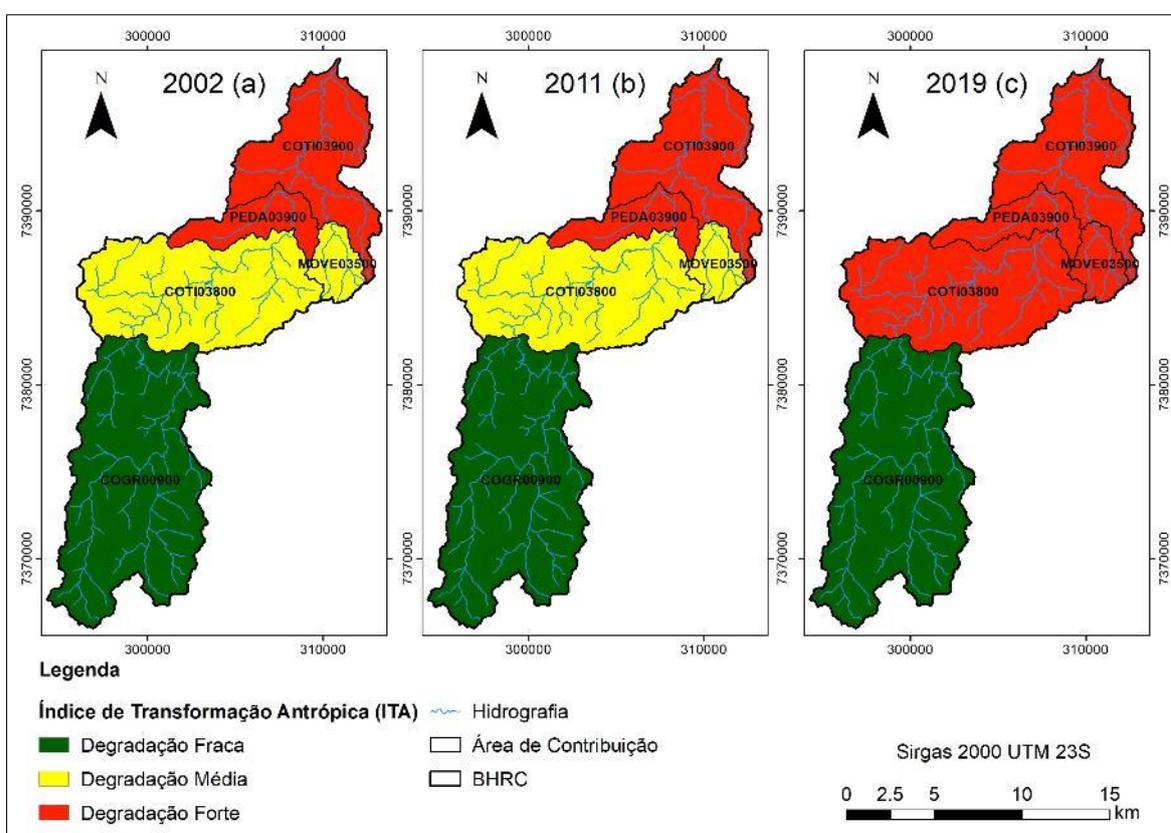
A AC COTI03800 foi categorizada como de degradação média para os anos de 2002 (ITA igual a 3,59) e de 2011 (4,31), porém em 2019 a degradação aumentou para forte, pois o valor do ITA foi igual a 5,08.

A AC PEDA03900 teve um crescimento dos valores do ITA, sendo classificada como de degradação forte também para todo o período analisado, apresentando as seguintes notas: 5,35 para 2002, 5,99 para 2011 e 6,41 para 2019.

Por fim, a AC MOVE03500 apresentou comportamento semelhante à COTI03800, isto é, possuindo uma degradação média para os anos de 2002 (ITA igual a 3,99) e de 2011 (4,50), mas em 2019 a degradação passou para forte (ITA igual a 5,35).

A Figura 33 (a – c) apresenta a evolução do Índice de Transformação Antrópica (ITA) para cada AC no período analisado.

Figura 33. Mapas do ITA para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 33, entre as classes estudadas, a área urbana e a pastagem exibiram as maiores áreas ocupadas referentes ao uso da terra para a BHRC, sendo que para o ano de 2002 apresentou um ITA de 2,17 pontos (31,11%), 2,45 (31,82%) para 2011 e 2,90 (36,36%) para 2019. Contudo ressalta-se que a área urbana teve um crescimento contínuo (ITA igual a 1,1 a 2002, 1,81 em 2011 e 2,35 em 2019) e a pastagem um declínio contínuo também (ITA igual a 1,07 em 2002, 0,64 em 2011 e 0,55 em 2019).

A classe de indústrias na BHRC apresentou um crescimento acentuado de 2002 para 2011, com um valor de ITA igual a 0,13 (1,48%) e 0,22 (2,42%) respectivamente, porém de 2011 até 2019, manteve-se estabilizada, com o valor do ITA de 2019 ser igual ao de 2011. Isto ocorreu devido à baixa expansão das fábricas neste segundo intervalo: em 2011 na BHRC haviam 607,04 ha desta classe e em 2019 foi para 607,48 ha, isto é, um aumento de apenas 0,40%.

As classes de mineração e aterro sanitário na BHRC se mantiveram estáveis durante o período com um ITA médio de 0,02 (0,18%) e 0,01 (0,13%), respectivamente. As áreas de aglomerado subnormal e reflorestamento apresentaram também um comportamento constante no período, exibindo um ITA médio igual a 0,02 (0,24%) e 0,09 (2,74%), de forma respectiva. A classe de hidrografia, correspondente aos açudes e às represas da área de estudo, também se manteve relativamente constante durante os três anos de estudo, apresentando um valor médio do ITA igual a 0,03 (1,21%).

A classe do solo exposto na BHRC apresentou um aumento do ITA de 2002 para 2011 – 0,05 (0,73%) e 0,12 (1,55%) respectivamente –, contudo para o ano de 2019 exibiu uma queda, com valor do ITA igual a 0,07 (0,89%). As atividades agropecuárias diminuíram significativamente, sendo que em 2002 apresentou um ITA igual a 0,06 (0,86%), em 2011 um ITA igual a 0,03 (0,47%) e em 2019 um ITA igual a 0,01 (0,11%).

Por fim, as matas e fragmentos florestais, correspondentes à classe de vegetação arbórea na BHRC apresentaram um declínio durante o período, explicado também pela impermeabilização do solo, sendo para 2002 um valor do ITA igual a 0,52 (61,40%), para 2011 ITA igual a 0,50 (59,11%) e para 2019 ITA igual a 0,47 (55,77%). Salienta-se que embora esta classe possua a terceira predominância na contribuição do ITA, ela é a que possui a menor intensidade de degradação, isto é, um peso de somente 0,8.

Embora a BHRC não seja uma bacia hidrográfica de caráter agropastoril, os resultados obtidos deste fenômeno do aumento da paisagem antropizada são semelhantes aos resultados encontrados nos estudos de pesquisadores que aplicaram o ITA, como Karnaukhova (2000) que observou um crescimento urbano de 2,72% associado à deficiência de saneamento básico na Bacia Hidrográfica do Rio Fiorita, SC, Brasil. Ortega (2011) que verificou um crescimento da malha urbana em 2,52% associado com queda do IQA no Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê, SP, Brasil. Rodrigues *et al.* (2014) que analisou um aumento de 56% do ITA da classe urbana entre os anos de 1991 e 2011 para a Bacia Hidrográfica do Rio Queima-Pé, MT, Brasil. E Lopes *et al.* (2017) que constataram que cerca de 60% da Bacia Hidrográfica do Rio Una corresponde a atividades antrópicas.

A Tabela 23 apresenta os valores médios do ITA para o período analisado (2002, 2011 e 2019).

Tabela 23. Valores médios do ITA.

Classe de Uso de Solo	ITA Médio					
	COTI 03900	COGR 00900	COTI 03800	PEDA 03900	MOVE 03500	BHRC
Agropecuária	0,02	-	0,09	0,02	0,08	0,03
Área Urbana	4,37	-	2,09	3,27	2,56	1,75
Aterro Sanitário	-	-	-	-	0,09	0,01
Espelho de Água	0,00	0,07	0,01	0,00	0,00	0,03
Aglomerado Subnormal	0,08	-	-	0,04	0,05	0,02
Indústria	0,23	-	0,18	1,09	0,39	0,19
Mineração	-	-	0,06	-	-	0,02
Pastagem	0,94	0,23	1,27	1,05	1,40	0,75
Reflorestamento	0,16	-	0,16	0,07	0,04	0,09
Solo Exposto	0,17	-	0,11	0,14	0,00	0,08
Vegetação Arbórea	0,19	0,73	0,37	0,23	0,00	0,49
Total	6,17	1,03	4,33	5,92	4,61	3,48

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Tabela 23, a degradação forte das AC's supracitadas advém das áreas urbanas, industriais e de aglomerado subnormal, de maneira que a baixa atividade agropecuária na BHRC e a predominância das áreas naturais condizem com o resultado do ITA apresentado. Infelizmente, o valor do ITA tende a crescer na BHRC, devido à expansão desenfreada da ocupação urbana, de forma que as regiões de vegetação natural e dos recursos hídricos são os pontos mais vulneráveis desta pressão antrópica (SILVA *et al.*, 2017; RODRIGUES, 2018).

A diminuição do valor ITA para agropecuária e o aumento do ITA para a setor fabril, corrobora a mudança do perfil econômico da BHRC, durante na transição do século XX para o século XXI (SÃO PAULO, 2007), pois esta transformação de um cenário menos agrário e mais industrial acarretou no crescimento dos núcleos urbanos sem planejamento. Isto é visível nas AC's mais à jusante do Rio Cotia (COTI03900 e PEDA03800) que atualmente apresentam os menores valores de ITA para agropecuária em comparação às demais áreas.

A AC COTI03800 possui caráter mais periurbano, uma vez que não possui valores de ITA para aglomerados subnormais e possui também os menores valores de ITA para área urbana e indústria (e o maior valor de agropecuária), caracterizando-se como uma região de planejamento ambiental mais fácil e de desenvolvimento ecológico mais equilibrado. Esta

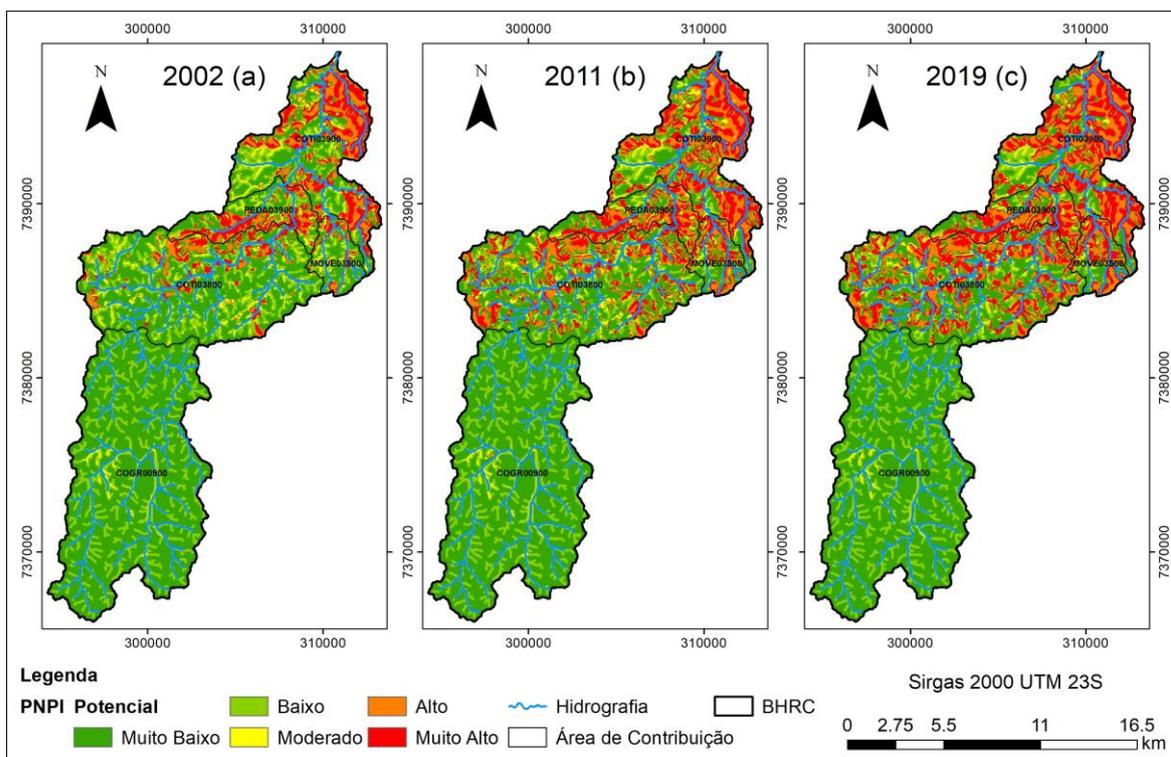
descrição também é válida para a área MOVE03500 embora apresente um cenário mais crítico devido ao seu ITA ser maior que o da COTI03800 (RODRIGUES; NEVES, S.; NEVES, J., 2014).

Um exemplo icônico do impacto negativo das ações antrópicas é o aterramento contínuo da Lagoa de Carapicuíba, localizada cerca de 2 km do exutório da BHRC. Esta lagoa era uma cava de extração de areia para construção civil, que foi inundada na década de 40 (cerca de 62 hectares), devido a retificação do Rio Tietê nesta época. Todavia, a mudança de curso deste rio gerou uma vala de cinco metros de profundidade, tornando-se a partir da década de 1970 a maior área de despejo de resíduos a céu aberto do Estado de São Paulo. Este lixão gerou a Favela do Porto do Areia, a atrair mais de 150 famílias de catadores às margens da lagoa. O lixão foi encerrado em 2001 e a extração minerária foi desativada em 2010, porém a lagoa se encontra hoje contaminada por metais pesados e recebendo descarte indiscriminado de resíduos sólidos (LUCCHESI, 2014; SABESP, 2019).

5.6 ANÁLISE DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA

A Figura 34 (a – c) mostra o Mapa do *Potential Non-Point Point Index* (PNPI) para os anos de 2002, 2011 e 2019 da BHRC.

Figura 34. Mapas do PNPI na BHRC para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 34 (a – c), é possível afirmar que a BHRC teve um aumento significativo da classe de potencial muito alto em decorrência da expansão da malha urbana, possuindo em 2002 (a) 2.163,34 ha nesta classe (correspondente a 8,62% da área total), em 2011 (b) 3.581,31 ha (14,28%) e em 2019 (c) 4.516,94 ha (18%), isto é, houve um crescimento de 109% aproximadamente entre 2002 e 2019, especialmente nas AC's à jusante do exutório da BHRC, que são a COTI03900, PEDA03900 e MOVE03500. As classes de uso da terra mais frequentes na categoria de potencial muito alto são: aglomerado subnormal (com risco médio à poluição difusa igual a 8,77), área urbana (8,05), indústria (7,91), mineração (7,82) e aterro sanitário (7,68).

A classe do PNPI do tipo alta teve um aumento de aproximadamente 87% de 2002 a 2019, sendo que em 2002 (a) esta classe correspondia a 6,75% da área da BHRC, a 10,75% em 2011 (b) e a 12,63% em 2019 (c). A classe do tipo alto do PNPI corresponde geralmente às classes de uso de solo agropecuária com um potencial médio de poluição difusa igual a 6,71 e solo exposto com um valor médio de 7,33.

A classe do PNPI do tipo moderado teve um declínio de aproximadamente 40% entre os anos de 2002 e 2019, sendo que em 2002 (a) esta categoria correspondia a 5,00 % da BHRC, a 4,19% em 2011 (b) e 2,96% em 2019 (c). A classe do tipo moderado do PNPI corresponde às regiões de várzeas e Áreas de Preservação Permanente (APPs), próximas dos cursos d'água, com declividade do tipo plana (até 3%), sendo que possuem uma distribuição espacialmente homogênea na área de estudo (BRASIL, 2012).

A classe do tipo baixa do PNPI correspondeu a 28,71% à área da BHRC em 2002 (a), 24,68% em 2011 (b) e 23,18% em 2019 (c), ocasionando uma queda aproximada de 19% no período analisado, devido à impermeabilização das áreas vegetais. As classes de uso da terra mais frequentes nesta categoria do PNPI são a hidrografia com um risco médio de 4,93, as regiões de vegetação arbustiva e pastagem com uma nota média igual a 5,17, e o reflorestamento com um potencial médio de 5,39. Esta classe se distribui de forma relativamente uniforme ao longo da BHRC. Na AC COGR00900, esta classe possui um aspecto muito semelhante à rede de drenagem, podendo se confundir com faixas de APPs, porém não os são pois possuem no geral mais de 60 metros, conforme determina a Lei 12.651 (BRASIL, 2012).

A classe do tipo muito baixa do PNPI são correspondentes normalmente às matas e florestas (classe de uso de solo vegetação arbórea), sendo que para o ano de 2002 (a) a categoria de potencial muito baixo era de 50,91% em relação à área total da BHRC, 46,10% para o ano de 2011 (b) e 43,22% para o ano de 2019 (c). Embora tenha ocorrido uma

diminuição de aproximadamente 15% para este intervalo de dezessete anos, esta classe ainda é a predominante na BHRC. A nota média para a classe de vegetação arbórea é de 4,41. Esta categoria de poluição difusa se concentra de forma adensada na AC COGR00900 e de forma pulverizada nas demais áreas como fragmentos florestais ou parques urbanos.

As margens do Rio Cotia possuem uma classificação variada quanto ao PNPI, variando de um potencial mínimo de 5,14 (risco baixo) até um potencial máximo de 9,55 (risco muito), sendo que o risco médio à carga difusa é igual a 6,77 (potencial alto) e o desvio padrão é de 1,31 pontos. De forma geral, o rio parte de sua nascente (Represa Pedro Beicht) com potencial moderado até a Represa das Graças, o qual percorre as AC's COTI03800 e PEDA03900 com um risco alto, até chegar em sua foz na AC COTI03900, nesta classificado como de potencial muito alto à poluição difusa.

Este aumento do valor do PNPI corrobora também os valores encontrados para o IQA: boa qualidade no Alto Cotia (Reserva do Morro Grande) e baixa qualidade próximo ao exutório da bacia hidrográfica. A Tabela 24 apresenta os valores das áreas das classes da poluição difusa em hectare.

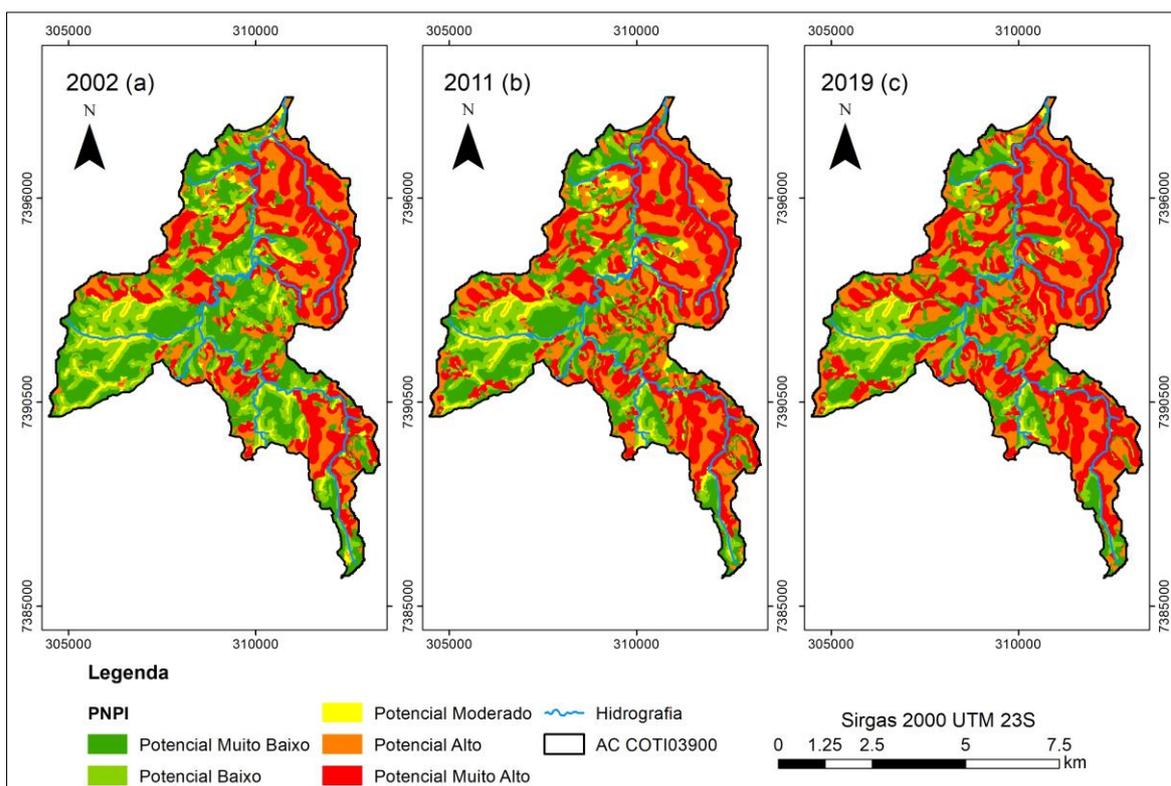
Tabela 24. Frequência das classes do PNPI.

Classe PNPI	Área (ha)			Porcentagem (%)		
	2002	2011	2019	2002	2011	2019
Muito Baixa	12.773,14	11.565,70	10.842,42	50,91	46,10	43,22
Baixa	7.203,31	6.191,39	5.815,52	28,71	24,68	23,18
Moderada	1.254,09	1.051,52	743,66	5,00	4,19	2,96
Alta	1.694,05	2.697,98	3.169,41	6,75	10,75	12,63
Muito Alta	2.163,34	3.581,31	4.516,94	8,62	14,28	18,00
Total	25.087,93	25.087,90	25.087,95	100	100	100

Fonte: Autoria própria.

A Figura 35 (a – c) apresenta a variabilidade espaço-temporal do PNPI para a AC COTI03900 para os anos 2002, 2011 e 2019 respectivamente.

Figura 35. Mapas do PNPI na AC COTI03900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).

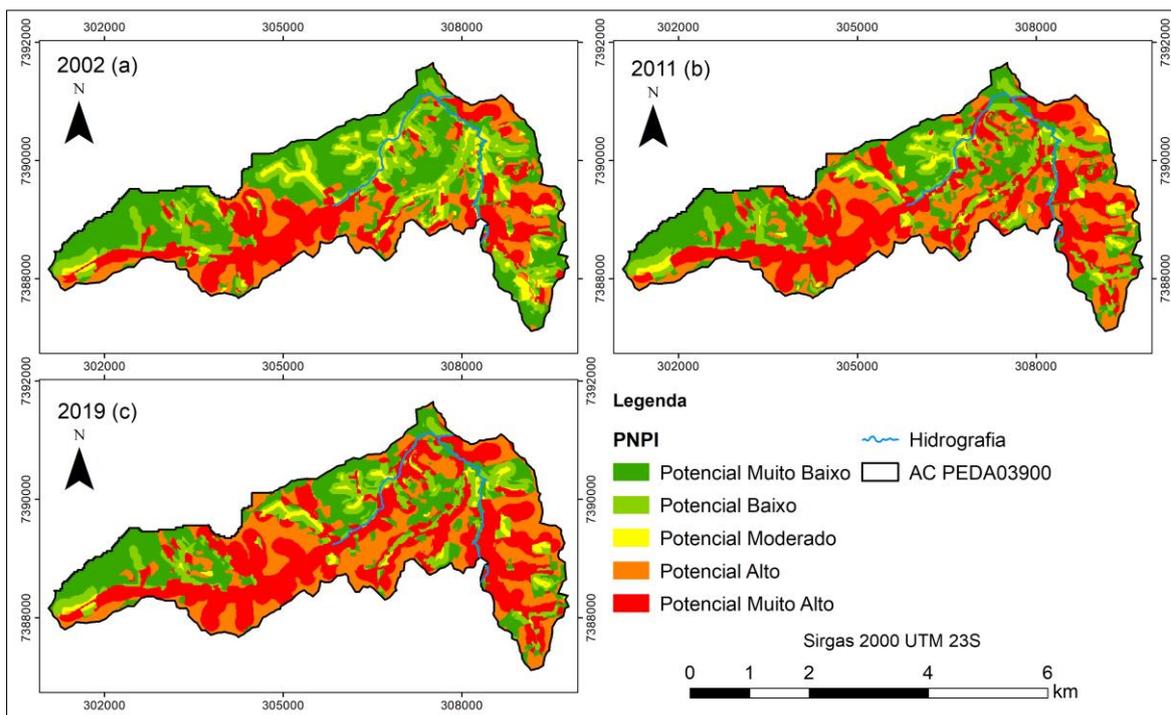


Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 35, verifica-se o aumento significativo da classe muito alta – saltando de 1.191,78ha em 2002 (a) para 1.784,78 ha em 2019 (c), isto é, uma expansão aproximada de 50% ocasionada pela intensificação da construção antrópica. As áreas classificadas como potencial alto teve um aumento também de 41,45% para o mesmo período. A zona de potencial moderado diminuiu bastante no período (cerca de 48%). Já as classes de potenciais baixo e muito baixo também caíram cerca de 33% e 36% respectivamente. De forma geral, a AC COTI03900 pode ser classificada como de potencial alto quanto à poluição difusa devido ao seu valor médio de 6,63, considerando o período analisado, isto é, de 2002 a 2019.

A Figura 36 (a – c) apresenta a variabilidade espaço-temporal do PNPI para a AC PEDAO3900 para os anos 2002, 2011 e 2019 respectivamente.

Figura 36. Mapas do PNPI na AC PEDA03900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).

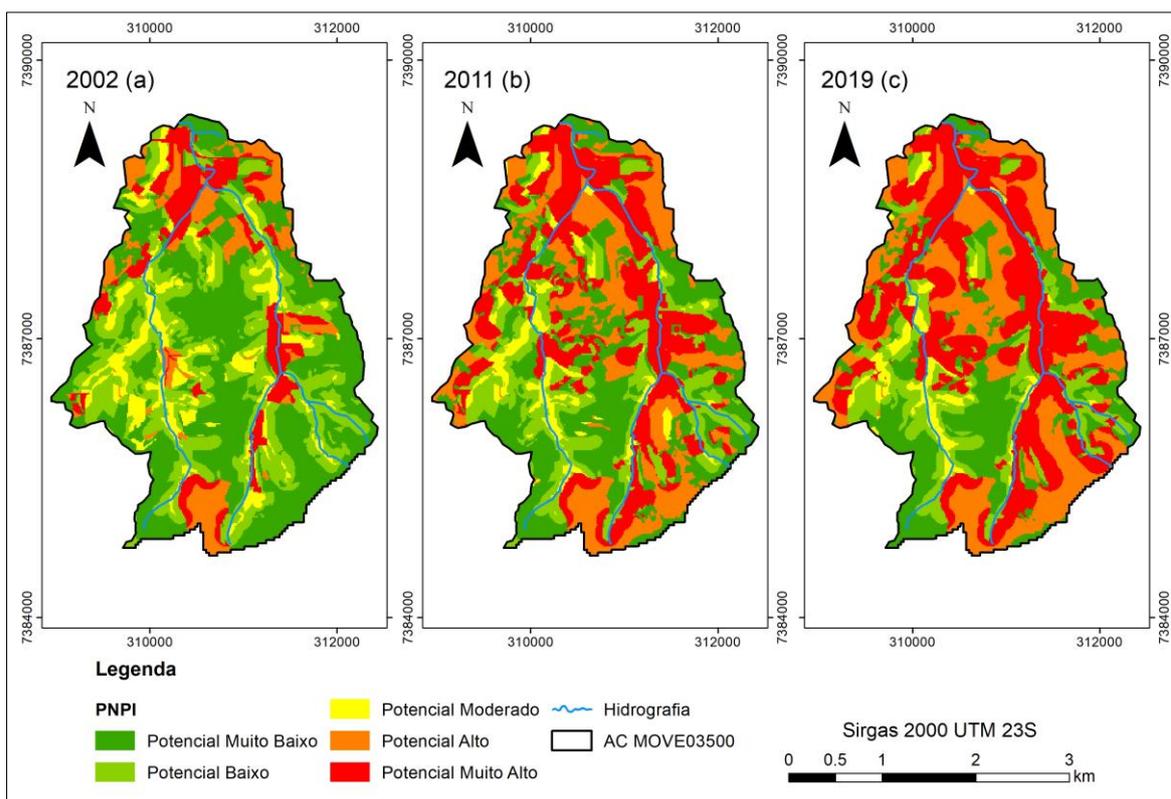


Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 36 (a – c), observa-se o crescimento acentuado da mancha de classe muito alta – subindo 376,39 ha em 2002 (a) para 600,39 ha em 2019 (c), isto é, um aumento aproximado de 60% ocasionado pela expansão urbana. A zona de potencial moderado decaiu mais que a metade no período (cerca de 52%), enquanto que a classe do tipo alta cresceu na proporção inversa, cerca de 55%. Já as classes de potenciais baixo e muito baixo diminuíram cerca de 38% e 33% respectivamente. De forma geral, a AC PEDA03900 pode ser estipulada como de risco moderado quanto à poluição difusa devido ao seu valor médio de 6,13, considerando o período estudado, ou seja, de 2002 a 2019.

A Figura 37 (a – c) apresenta a variabilidade espaço-temporal do PNPI para a AC MOVE03500 para os anos 2002, 2011 e 2019.

Figura 37. Mapas do PNPI na AC MOVE03500 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).

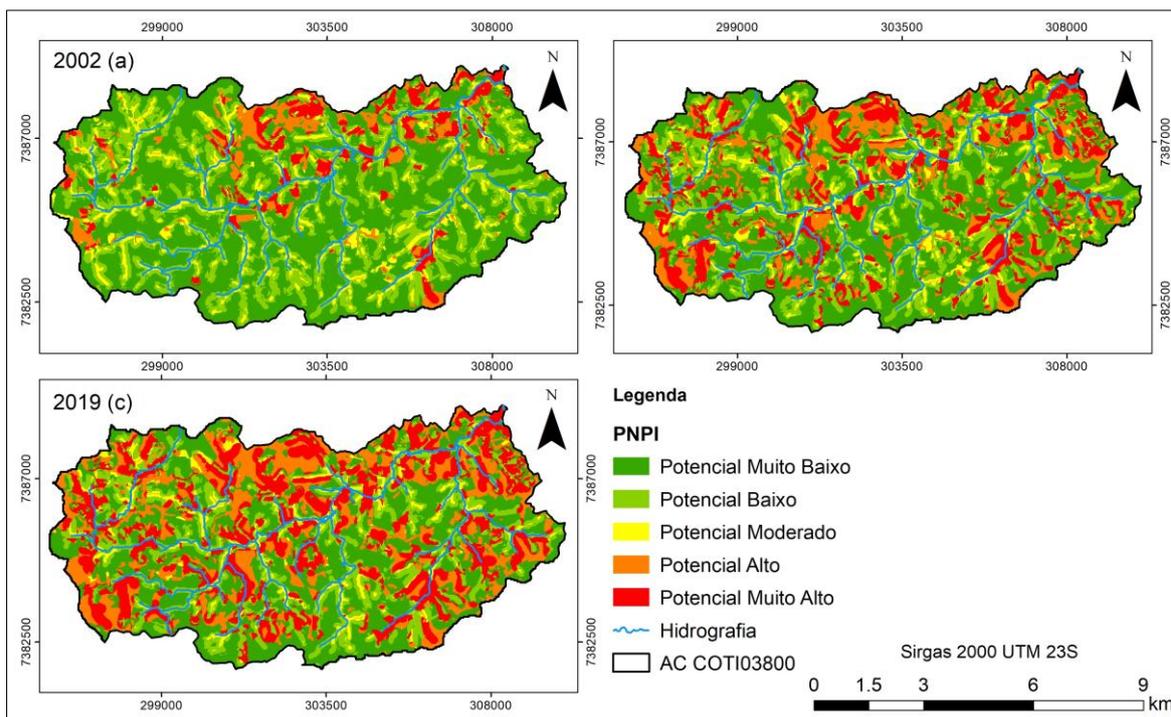


Fonte: Autoria própria.

Ao analisar a Figura 37 (a – c) também se nota o aumento da área de classe muito alta: de 110,31 ha em 2002 (a) para 336,58 ha em 2019 (c), o que significa uma expansão de 205% ocasionada pela ocupação antrópica. A classe tipo alta apresentou um crescimento de cerca de 155%, possuindo uma área de 96,42ha em 2002 (a) e 248,28ha em 2019 (c). As classes de potenciais moderado, baixo e muito baixo diminuíram nesse período, exibindo respectivamente os valores 55%, 47% e 46%. De maneira geral, a AC MOVE03500 pode ser vista como de risco moderado quanto à poluição difusa devido ao seu valor médio (5,85) considerando o intervalo de 2002 a 2019.

A Figura 38 (a – c) apresenta a variabilidade espaço-temporal do PNPI para a AC COTI03800 para os anos 2002, 2011 e 2019.

Figura 38. Mapas do PNPI na AC COTI03800 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).

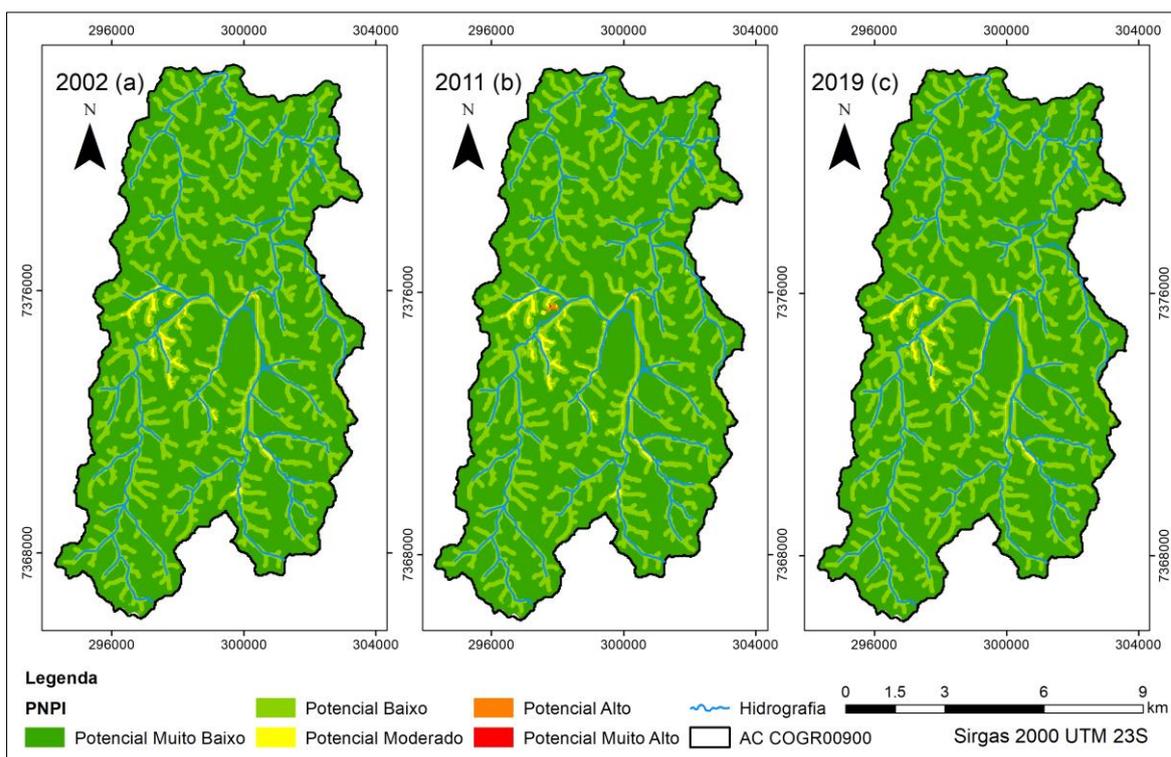


Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 38 (a – c), percebe-se a predominância das áreas de muito baixo e baixo potenciais do PNPI para o ano de 2002 (a), correspondendo ambas respectivamente à 40,10% e 28,50% da área total da COTI03800. Contudo, o crescimento contínuo das manchas de potencial alto e potencial muito alto à poluição difusa nesta AC acarretou no encolhimento das classes abaixo. Além disso, comparando os anos de 2002 (a) e 2019 (c), a classe do tipo moderado diminuiu cerca de 55% e as classes baixa e muito baixa encolheram cerca de 46%. Já as áreas de classe alta e muito alta expandiram para o mesmo período cerca de 205% e 157%. De forma geral, a AC COTI03800 possui um risco médio à poluição difusa de 5,35, considerado baixo (HAUPT, 2009).

A Figura 39 (a – c) mostra que na AC COGR00900 predominou a classe de poluição difusa classificada como muito baixo, pois a região sempre se apresentou ambientalmente mais protegida da ação antrópica, visto que em todos os anos, cerca de 67% da área está dentro da Reserva do Morro Grande. O valor potencial médio de encontrado foi de 4,14.

Figura 39. Mapas do PNPI na AC COGR00900 para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



Fonte: Autoria própria.

Considerando-se as componentes do PNPI é possível afirmar que a componente *Run-Off Indicator* (ROI) não é tão explícita quanto a variável LCI e a variável DI. Enquanto as manchas de formato poligonal possuem semelhança com suas classes de uso de solo respectivas (variável LCI), as manchas de formato linear estão associadas à rede de drenagem (variável DI). A variável ROI está referenciada à permeabilidade do solo e esta está relacionada com classe pedológica do solo.

A BHRC não apresentou uma distribuição uniforme dos valores de PNPI para os anos analisados (2002, 2011, 2019), sendo que a maior frequência está nos valores entre 4,5 e 5,5, ou seja, potencial baixo, correspondendo às áreas naturais como pastagem e vegetação arbórea. A segunda maior frequência está entre os valores de 6,5 e 7,5 (potencial alto) que corresponde às áreas antropizadas como área urbana e industrial.

A influência da variável *Distance Indicator* (DI) pode ser vista nas zonas regiões próximas às redes de drenagem: quanto maior a distância do curso d'água menor o valor de DI e conseqüentemente também menor será o valor do PNPI. Na área de estudo, as redes de drenagem ficaram classificadas com os seguintes valores médios de PNPI, considerando o ano de 2019 (c): cursos d'água de primeira ordem com valor igual a 6,63 (potencial alto), segunda ordem com valor igual a 4,82 (potencial baixo), terceira ordem, quarta e quinta

ordem com valores iguais a 4,03, 3,48 e 2,44, respectivamente (potencial muito baixo), e o curso d'água principal de sexta ordem, isto é, o Rio Cotia, com um valor igual a 6,38, logo de potencial alto à poluição difusa (MUNAFO *et al.*, 2005).

Haupt (2009) determinou o PNPI para a Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá (São Paulo), usando como base o mapa de uso da terra no ano de 2003. Este autor constatou que as áreas urbanas e de cultura perene corresponderam às regiões de alto potencial, assim como as áreas naturais, como por exemplo a Serra do Japi, apresentaram entre muito baixo e baixo potencial de poluição difusa. Por fim, Haupt (2009) notou que o predomínio do PNPI do tipo moderado ocorreu por causa do LCI de pastagem, classe de uso da terra majoritária na bacia do rio Jundiá.

5.7 ANÁLISE DA ESTIMATIVA DE CARGA POLUIDORA DIFUSA

Obtido o mapa de uso e ocupação da terra e seus respectivos percentuais de cobertura por tipo de uso da terra, foi aplicado o método MQUAL para o cálculo da carga diária dos poluentes Fósforo Total (FT), Nitrogênio Total (NT) e sólidos totais (ST), os quais são apresentados na Tabela 25. Salienta-se que a hidrografia tem o valor nulo da carga difusa por ser considerada uma classe transportadora de poluente e não uma classe geradora (SEMA, 2003).

Tabela 25. Quantificação de cargas poluidoras (kg/dia) por classe de uso de solo.

Classe de uso da terra	2002			2011			2019		
	FT	NT	ST	FT	NT	ST	FT	NT	ST
Agropecuária	0,75	6,39	498,52	0,41	3,47	270,46	0,10	0,84	65,10
Área Urbana	1,07	39,98	1.573,99	1,77	66,03	2.599,65	2,30	85,80	3.377,97
Aterro Sanitário	0,02	0,80	31,58	0,02	0,85	33,44	0,02	0,86	33,76
Aglomerado subnormal	0,10	3,65	143,61	0,11	4,28	168,60	0,10	3,67	144,54
Hidrografia	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Indústria	0,32	8,51	334,27	0,52	13,90	546,34	0,52	13,96	548,53
Mineração	0,02	0,80	31,70	0,03	0,95	37,38	0,02	0,87	34,16
Pastagem	1,31	23,34	1.400,46	0,78	13,98	838,56	0,67	11,90	714,04
Reflorestamento	0,27	4,12	137,46	0,27	4,12	137,46	0,27	4,12	137,46
Solo exposto	0,06	2,34	92,13	0,13	4,93	194,27	0,08	2,84	111,95
Vegetação arbórea	6,02	92,57	3.085,81	5,79	89,12	2.970,71	5,47	84,08	2.802,59
TOTAL	9,93	182,51	7.329,53	9,83	201,64	7.796,86	9,53	208,93	7.970,09

Fonte: Autoria própria.

Os resultados da Tabela 25 mostram que na BHRC houve um aporte diário de 10,51 kg de Fósforo Total, 198,98 kg de Nitrogênio Total e 8.052,09 kg de sólidos em suspensão, considerando a média aritmética destes poluentes para os anos de 2002, 2011 e 2019. A classe de uso da terra que mais impacta nos valores dos resultados é a vegetação arbórea, perfazendo 59,48 % de todo Nitrogênio Total, 45,53 % de todo Fósforo Total e 38,38 % de todo sólido em suspensão. Embora a classe de agropecuária possua o maior coeficiente de exportação de poluentes, a vegetação arbórea teve predominância devido à extensão de sua área, especialmente pela Reserva do Morro Grande: por exemplo, para o ano de 2019, 55,77% de toda área da BHRC correspondia a esta classe, entre matas e fragmentos florestais, conforme informado na Tabela 22.

Ressalta-se que os altos valores de carga poluente da vegetação arbórea (Tabela 25) ocorreram por causa da extensão territorial desta classe, em especial a Reserva do Morro Grande (AC COGR00900). Situação semelhante pode ser observada no estudo de Steinke e Saito (2008) que aplicaram o MQUAL nas áreas úmidas da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim, situada na fronteira Brasil - Uruguai. Estes autores constataram que o uso de terra predominante eram remanescentes de vegetação primária e secundária, associados com bosques e matas isoladas, correspondendo à 57,53% da área total da bacia.

No estudo de Moroz *et al.* (2012) para a Bacia Hidrográfica da Água Branca, no município de Itiparina, SP, Brasil, o resultado encontrado foi a classe de atividades agrícolas como a mais influente na contribuição dos poluentes, mesmo não tendo a maior área dentro desta bacia (17,75%). Para esta área de estudo, a porcentagem da classe de mata foi 23,30%. Ressalta-se também que os valores de coeficiente de exportação (CE) do MQUAL usados por Moruzzi *et al.* (2012) foram os mesmos usados neste trabalho.

A AC COTI03900 apresentou como resultado um aporte diário de 2,06 kg de Fósforo Total, 48,66 kg de Nitrogênio Total e 2.082,31 kg de Sólido Total, considerando a média aritmética dos poluentes para os três anos de estudo (2002, 2011 e 2019). A classe de uso da terra que teve maior contribuição nos poluentes foi primeiramente a área urbana 46,69 % para Fósforo Total 64,27 % para Nitrogênio Total e 62,72 % para sólidos totais e em segundo lugar a classes de vegetação arbórea com 24,26 % para Fósforo Total e 13,76 % para nitrogênio, e pastagem com 12,25 % para Sólido Total.

A AC COGR00900 produziu diariamente 3,92 kg de Fósforo Total, 60,56 kg de Nitrogênio Total e 2.079,36 kg de Sólido Total, considerando a média aritmética dos anos analisados, e por ser uma reserva florestal, obviamente a classe de uso da terra que mais contribui à geração de poluentes foi a vegetação arbórea com 96,76 % para Fósforo Total,

96,30 % para Nitrogênio Total e 93,62 % para Sólido Total. A segunda maior contribuição foi em forma de pastagem com 2,98 % para Fósforo Total, 3,45 % para Nitrogênio Total e 6,03 % para Sólido Total.

A AC COTI03800 resultou num aporte diário de 3,25 kg de Fósforo Total, 61,37 kg de Nitrogênio Total e 2.677,29 kg de Sólido Total, considerando a média aritmética da análise temporal. A contribuição majoritária de carga poluente provém da classe vegetação arbórea para o Fósforo Total (42,51%), da classe área urbana para o Nitrogênio Total (37,18%) e para o Sólido Total (35,09%). A COTI03800 é, entre as cinco AC's, a que possui maior percentual de atividade agropecuária, de forma que esta classe também contribui diariamente na COTI03800 com um aporte diário médio de 0,31 kg de Fósforo Total, 2,67 kg de Nitrogênio Total e 208,46 kg de Sólido Total.

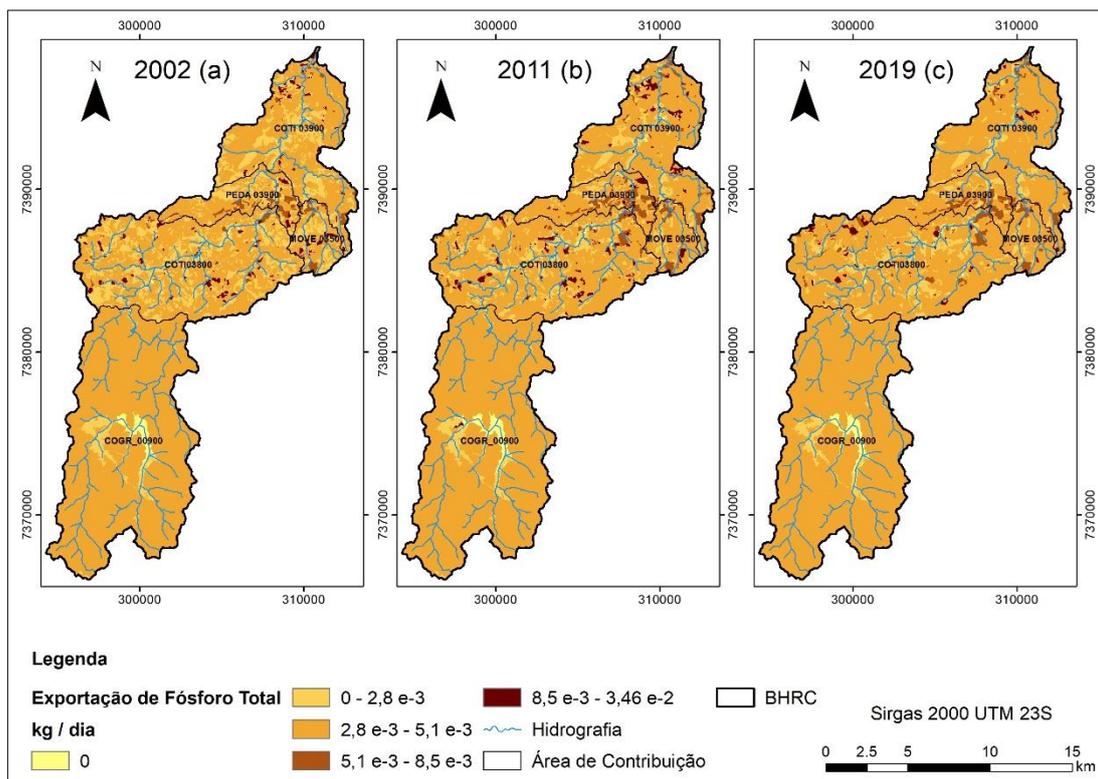
Segundo Moruzzi *et al.* (2012), a agricultura pode piorar a qualidade da água se não houver uso de práticas conservacionistas do solo, de modo que a supressão da cobertura vegetal, a terraplanagem e o uso indiscriminado de insumos agrícolas como fertilizante fosfatado (NPK), por exemplo, podem transportar substâncias nocivas ao ambiente aquático.

A AC PEDA03900 trouxe como resultado um aporte diário de 0,79 kg de Fósforo Total, 18,06 kg de Nitrogênio Total e 766,34 kg de Sólido Total, também considerando a média aritmética para os anos de 2002, 2011 e 2019. A área urbana foi a classe de uso de solo que mais contribuiu à geração de carga poluente, com 30,59 % para Fósforo Total, 44,86 % para Nitrogênio Total e 43,63% para Sólido Total. Contudo, a atividade industrial nesta área também colabora com um montante significativo de poluição difusa, aportando diariamente 0,17 kg de Fósforo Total, 4,54 kg de Nitrogênio Total e 178,54 kg de Sólido Total.

Por fim, a AC MOVE03500 apresentou como resultado um aporte diário médio dos anos estudados com 0,49 kg de Fósforo Total, 10,37 kg de Nitrogênio Total e 447,65 kg de Sólido Total. Aqui, a classe de uso da terra predominante na geração de carga poluente é a vegetação arbórea para Fósforo Total (30,76%) e Sólido Total (34,39%), e a área urbana para Nitrogênio Total (37,30%). Ressalta-se que a MOVE03500 é a única AC que possui aterro sanitário, o qual gera uma média diária de aporte com 20 gramas de Fósforo Total, 840 gramas de Nitrogênio Total e 76,39 kg de Sólido Total.

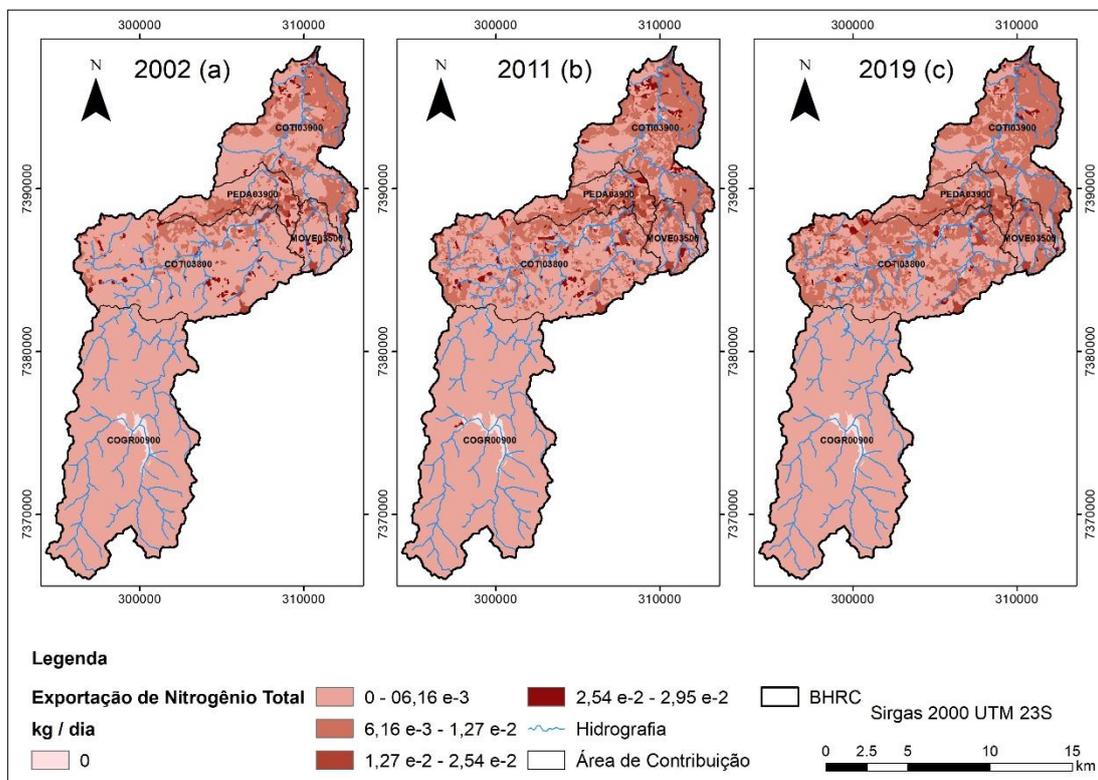
As Figuras 40 (a – c), 41 (a – c) e 42 (a – c) apresentam os Mapas de Nitrogênio Total, Fósforo Total e Sólido Total, para respectivamente os anos de 2002, 2011 e 2019.

Figura 40. Mapas de Fósforo Total para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



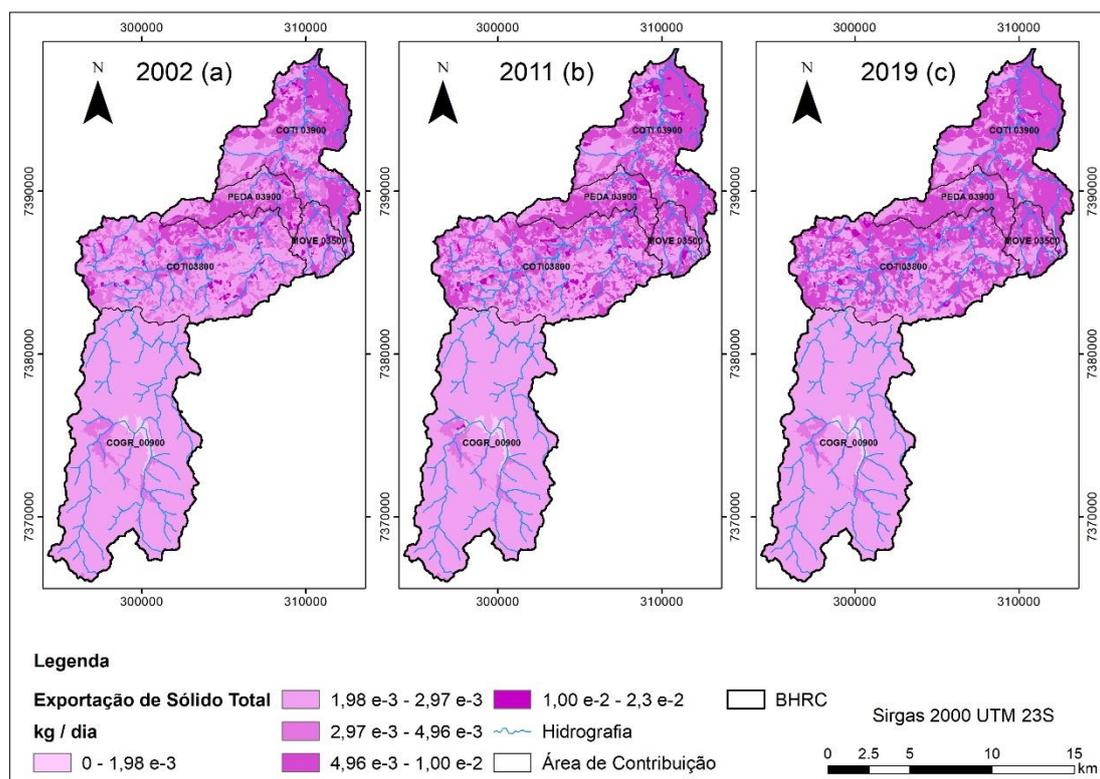
Fonte: Autoria própria.

Figura 41. Mapas de Nitrogênio Total para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



Fonte: Autoria própria.

Figura 42. Mapas de Sólido Total para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c).



Fonte: Autoria própria.

Comparando-se os três mapas, nota-se que eles possuem uma determinada semelhança entre si, cuja área correspondente à Reserva do Morro Grande, situada na AC COGR00900 se manteve constante durante todo o período devido a ser um local de preservação ambiental que inibe a intervenção antrópica. Percebe-se também o aumento da concentração das cargas poluentes ao longo do tempo (a – c) para as demais AC's.

Ainda comparando as Figuras 40, 41 e 42, observa-se na AC COTI03900 a expansão espacial da mancha poluente sentido à montante, assim como o aumento da concentração do poluente também. Isto ocorreu devido à supressão da cobertura vegetal (classe pastagem) para dar lugar à implantação de novos empreendimentos imobiliários (classe área urbana) e à ampliação da classe de indústrias. O aporte dos nutrientes obtidos advém do grau de transformação antrópica das AC's, assim reforçando a necessidade de melhoria da qualidade da água do Rio Cotia e seus principais tributários (IPT, 2005; MORUZZI *et al.*, 2012; CETESB, 2019; SABESP, 2019).

Aplicando-se as cargas difusas diárias do MQUAL para uma geração anual média de cargas poluentes na BHRC, obtêm-se como resultados 3,83 toneladas para Fósforo Total, 72,62 toneladas para Nitrogênio Total e 2,939,03 toneladas para Sólido Total.

A Tabela 26 apresenta os valores de geração anual de cargas poluentes na BHRC e suas AC's.

Tabela 26. Aporte de carga poluente anual (ton/ano) gerada por área de contribuição.

AC	2002			2011			2019		
	FT	NT	ST	FT	NT	ST	FT	NT	ST
COTI 003900	0,73	16,14	707,34	0,81	18,47	803,34	0,71	18,67	769,46
COGR 00900	1,43	22,09	759,18	1,43	22,11	761,07	1,43	22,12	756,61
COTI 038000	1,16	19,22	869,91	1,25	23,19	1018,48	1,14	24,78	1043,23
PEDA 03900	0,28	5,92	260,62	0,32	6,98	301,28	0,26	6,87	277,24
MOVE 03500	0,20	3,32	157,25	0,18	3,92	165,52	0,16	4,11	167,42
Total	3,81	66,68	2.754,31	3,99	74,67	3.049,68	3,71	76,56	3.013,96

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Tabela 26, verifica-se um aumento gradual das cargas poluentes ao longo do tempo para a BHRC, com exceção do Fósforo Total que obteve uma queda entre 2011 e 2019. A AC COGR00900 manteve seus valores de poluição difusa relativamente constantes devido à sua preservação ambiental, contudo é a área que mais gerou Fósforo Total em todo período. A MOVE03500 é a que menos gerou poluição difusa entre 2002 e 2019, devido a ser a AC de menor tamanho. Das áreas antropizadas, a COTI03800 é a AC de maior produção de carga poluente.

Embora a Represa das Graças se mostre um ambiente tipicamente florestal, apresentando altas cargas de nitrogênio e fósforo advindos da decomposição de matéria orgânica de origem alóctone, conforme Prada e Oliveira (2006), os resultados expostos neste estudo em associação com os baixos valores do IQA, sugerem que dificilmente o Rio Cotia e seus afluentes, a partir da Represa das Graças, se enquadrem na Classe III da Resolução do CONAMA 357, a implicar numa alta probabilidade de eutrofização dos cursos d'água da BHRC.

5.8 ANÁLISE INTEGRADA DAS INFORMAÇÕES

Os resultados da correlação de Pearson entre o Índice de Transformação Antrópica e o Índice de Qualidade da Água estão apresentados na Tabela 27 para o período seco (ps), bem como o nível de significância (valor de p).

Tabela 27. Correlação de Pearson entre ITA e IQA no período seco (ps).

Classe de Solo	Coeficiente de Pearson (R)			Valor de p		
	2002	2011	2019	2002	2011	2019
Aglomerado Subnormal	-0,279	-0,658	-0,517	0,215	0,016*	0,049*
Agropecuária	-0,718	-0,120	-0,364	0,025*	0,370	0,147
Área Urbana	-0,355	-0,913	-0,934	0,154	0,000	0,000
Aterro Sanitário	-0,376	-0,276	-0,204	0,139	0,217	0,284
Hidrografia	0,939	1,000	0,984	1,000	1,000	1,000
Indústria	-0,627	-0,612	-0,551	0,023*	0,027*	0,046*
Mineração	-0,257	-0,070	-0,250	0,234	0,423	0,241
Pastagem	-0,908	-0,876	-0,901	0,001*	0,002*	0,001*
Reflorestamento	-0,414	-0,557	-0,665	0,113	0,044*	0,015*
Solo Exposto	-0,320	-0,592	-0,520	0,181	0,032*	0,048*
Vegetação Arbórea	0,832	0,908	0,886	0,999	1,000	1,000

Legenda: * é estatisticamente significativo quando valor de p é $\leq 0,05$.

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Tabela 27, nota-se que das 33 correlações, somente 13 apresentaram significância estatística, sendo as classes de indústria e pastagem para todo o período; aglomerado subnormal, solo exposto e reflorestamento para 2011 e 2019 e agropecuária somente para 2002. Isto quer dizer que esses usos de solo foram determinantes para provocar alterações na qualidade da água, destacando-se as áreas industriais como uma correlação moderada e a pastagem com uma correlação forte (GINEVAN, 2004).

Contudo, as classes antropizadas apresentaram uma correlação negativa, isto é, sua maior frequência pode estar relacionada a menores valores do IQA. Estes valores ratificam a pressão antrópica sobre o meio físico, especialmente a correlação forte da área urbana. A correlação moderada do uso industrial e a correlação fraca do aglomerado subnormal também reforçam a ocorrência dos lançamentos clandestinos de esgoto não tratado, reduzindo o Oxigênio Dissolvido e aumentando a poluição dos corpos hídricos (VON SPERLING, 2005).

As classes de mineração e aterro sanitário apresentaram correlações muito fracas e a classe de agropecuária apresentou correlação como fraca, devido ao tamanho diminuto destas categorias em relação à área de estudo, mesmo possuindo um alto grau de

transformação antrópica a causar sérios problemas ambientais como contaminação do solo, poluição dos cursos d'água e erosão (ORTEGA, 2011; RODRIGUES, 2018).

Já as classes naturais de vegetação arbórea e hidrografia apresentaram correlações positivas – forte e muito forte, respectivamente –, ou seja, sua maior contribuição espacial pode estar associada à melhora da qualidade da água, uma vez que o aporte de nutrientes gerados pela vegetação é baixo, contribuindo com a diminuição do DBO e coliformes termotolerantes, assim a preservar os recursos hídricos (CETESB, 2019).

Os resultados da correlação de Pearson entre o Índice de Transformação Antrópica e o Índice de Qualidade da Água estão apresentados na Tabela 28 para o período chuvoso (pc), bem como o nível de significância (valor de p).

Tabela 28. Correlação de Pearson entre ITA e IQA no período chuvoso (pc).

Classe de Solo	Coeficiente de Pearson (R)			Valor de p		
	2002	2011	2019	2002	2011	2019
Aglomerado Subnormal	-0,333	-0,538	-0,495	0,171	0,051	0,049*
Agropecuária	-0,737	-0,093	-0,345	0,006*	0,398	0,161
Área Urbana	-0,370	-0,854	-0,913	0,143	0,000	0,000
Aterro Sanitário	-0,432	-0,158	-0,090	0,103	0,330	0,401
Hidrografia	0,952	0,972	0,960	1,000	1,000	1,000
Indústria	-0,626	-0,760	-0,665	0,023*	0,004*	0,015*
Mineração	-0,195	-0,073	-0,219	0,293	0,420	0,270
Pastagem	-0,928	-0,828	-0,879	0,002*	0,001*	0,001*
Reflorestamento	-0,387	-0,499	-0,642	0,131	0,037*	0,020*
Solo Exposto	-0,312	-0,670	-0,511	0,187	0,014*	0,042*
Vegetação Arbórea	0,873	0,821	0,830	1,000	0,999	0,999

Legenda: * é estatisticamente significativo quando valor de p é $\leq 0,05$.

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Tabela 28, nota-se que as correlações entre o ITA e o IQA durante o período chuvoso foram semelhantes ao período seco (Tabela 27), sendo que das 33 correlações, 12 apresentaram significância estatística, destacando-se as classes de indústria (moderada) e pastagem (forte) para os três anos analisados.

A classe de reflorestamento apresentou-se como determinante na alteração dos valores do IQA e possuiu uma correlação moderada nos anos de 2011 e 2019, apoiando a premissa

que inicialmente as plantações florestais podem causar danos ambientais como diminuição das espécies nativas e empobrecimento do solo, pois favorecem o carreamento de sedimentos aos corpos hídricos, porém depois do crescimento tendem a entrar em equilíbrio (SÃO PAULO, 2007; RODRIGUES; NEVES, S.; NEVES, J., 2014).

Resultados similares foram obtidos por Araújo *et al.* (2018) em micro bacias do reservatório Billings na RMSP, cujas áreas antropizadas mostraram diminuição na qualidade da água e os parâmetros Turbidez, Sólidos Totais, Condutividade Elétrica e Fósforo apresentaram correlação negativa e com significância estatística, enquanto que Barbiani *et al.* (2013) concluíram que a área urbana e o campo nativo podem influenciar na contaminação dos corpos hídricos do município de Itaqui – RS, uma vez que ambas classes apresentaram correlações de Spearman significativas com a variável de mesófilos, 0,71 e 0,65 respectivamente.

A recomposição e manutenção da vegetação nativa além de preservarem a fauna e flora contra a intervenção antrópica, são elementos importante da gestão de ordenamento territorial. Pois contribuem com a diminuição do aporte da carga poluente que chega aos cursos de água, resultando no aumento do IQA e conseqüentemente na melhora do tratamento de água para abastecimento público (METZGER *et al.*, 2006; RABEO, 2009; SABESP, 2019).

6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos mostraram-se condizentes com a hipótese desta pesquisa, de forma que a delimitação das áreas de contribuição permitiu uma análise detalhada das características físicas da BHRC, evidenciando que as áreas antropizadas apresentam maior potencial de poluição difusa e menor qualidade da água quando comparadas às áreas naturais.

Os parâmetros morfométricos indicaram que a BHRC é de sexta ordem, com padrão de drenagem dendrítico e bem derivado, indicativo de baixa probabilidade de processos erosivos mais críticos, como as voçorocas. A estruturação indica que a BHRC tem formato alongado o que favorece o escoamento superficial. Assim em condições de precipitação regular, esta bacia apresenta baixa vulnerabilidade a enchentes, assim como suas AC's.

O IQA tanto para o período seco quanto para o período chuvoso, entre os anos de 2002 a 2018 foi classificado como Regular com valores iguais a 42 e 45 respectivamente. Os parâmetros do IQA para a AC COGR00900 atenderam aos limites estipulados pela resolução 357/2005 do CONAMA, com oscilação da qualidade da água entre Bom e Ótimo. Resultado que confirma a importância da proteção da área vegetal nativa para manutenção do ecossistema.

As demais AC's foram classificadas com IQA Ruim para o período seco e IQA Regular para o período chuvoso, dados que ratificam o estado elevado de fragilidade ambiental no qual o Baixo Cotia está inserido. As altas concentrações de Coliformes Termotolerantes, Nitrogênio Total e DBO, além da insuficiência de Oxigênio Dissolvido, realçam a poluição e contaminação do Rio Cotia e seus afluentes, sugerindo o lançamento clandestino de esgoto doméstico e efluente industrial.

O Índice de Transformação Antrópica (ITA) classifica a BHRC como de degradação regular, porém com tendência de agravamento ambiental, devido à expansão contínua da malha urbana que suprime e impermeabiliza a cobertura vegetal. Neste caso, observa-se que a pressão antrópica cresce num sentido de jusante à montante do Rio Cotia, fator que coloca em risco, inclusive, os recursos hídricos da Reserva do Morro Grande.

Embora na média do período analisado, o PNPI classifique a BHRC como de baixo potencial, é evidente o aumento das manchas de alto potencial para a poluição difusa, especialmente em alguns trechos do Rio Cotia mais à jusante, com valores entre 6,7 (potencial alto) a 9,6 (potencial muito alto). Índices que podem comprometer a qualidade das águas superficiais da bacia. O aporte de cargas poluentes na BHRC também chama a

atenção com valores totais diários próximos a 10 kg de fósforo, 200 kg de nitrogênio e 8 toneladas de sólidos em suspensão. Assim, as áreas mais poluidoras são as classes de uso da terra da área urbana e indústria.

Embora a maioria das análises integradas não possua significância estatística, a correlação linear confirmou que as classes antropizadas do uso da terra são inversamente proporcionais ao IQA. Isto se deve aos valores negativos encontrados na Correlação Pearson para estas classes o que contribui para que as áreas naturais influenciem de forma positiva a qualidade da água.

Destaca-se também que o mapeamento do uso da terra é um componente essencial no planejamento ambiental, uma vez que ele é um plano de informação obrigatório na maioria dos modelos espaciais de análise como os apresentados neste estudo, por exemplo, o PNPI, o ITA e o MQUAL, sendo, portanto, um importante instrumento de gestão ambiental.

O método aplicado nesta pesquisa se mostrou eficaz, uma vez que os modelos utilizados não requerem calibração ou validação, assim como os planos de informação exigidos podem ser obtidos de maneira fácil e confiável a partir de repositórios digitais de instituições públicas como, por exemplo, o IBGE e o DataGeo, podendo este método ser replicado em outras bacias hidrográficas.

Por fim, como sugestão para estudos futuros, recomenda-se a associação deste método com um estudo mais detalhado dos aspectos bióticos e sociais da BHRC, ou bacias semelhantes, contribuindo no controle da poluição hídrica e na melhoria da elaboração de programas ambientais.

REFERÊNCIAS

ALASKA SATELLITE FACILITY (ASF). **Vertex is the Alaska Satellite Facility's data portal for remotely sensed imagery of the Earth**, 2019. NASA. Disponível em: <<https://vertex.daac.asf.alaska.edu/>>. Acessado em 26 jul. 2019.

ALMEIDA F. F. M.; HASUI, Y.; PONÇANO, W. L.; DANTAS, A. S. L.; CARNEIRO, C. D. R.; MELO, M. S.; BISTRICHI, C. A. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo – Monografias**. São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT. v. 2, n. 1184, 1981.

ARAÚJO, P. L.; HAMBURGER, D. S.; JESUS, T. A.; BENASSI, R. F.; CICCIO, V. Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em microbacias do reservatório Billings, na Região Metropolitana de São Paulo – SP. **Rega**, v. 15, e. 2, 2018.

AUTODESK. **AutoCAD Civil 3D 2016**. San Rafael, CA, USA: Autodesk, 2016.

AYRES, M., AYRES J. R. M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **Bioestat 5.0 aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: IDSM, 2007.364p.

BARBOSA, P. M. **Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais e Metodologia para Determinação de Bacias Críticas em Áreas do Cerrado: Exemplo da Região das Nascentes do Rio Araguaia, GO**. Dissertação de Mestrado. 131 f. Universidade Federal de Goiás, 2015.

BARROS, L. F. P.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P.; RAPOSO, A. A. Fatores condicionantes da produção e escoamento de sedimentos na bacia do Rio Maracujá – Quadrilátero Ferrífero/MG. **Geografias**, Belo Horizonte (MG), 06, 2, p. 107, 2010.

BRASIL. **Lei 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos.

BRASIL. **Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição federal, e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Lex: Diário Oficial da União. Seção 1, p. 470. Brasília, 09 de janeiro 1997.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357** de 17 de março de 2005. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/CONAMA/res/res05/res35705.pdf>>. Acessado em 14 mar 2019.

CAIADO, A. S. C.; SANTOS, S. M. M. Fim da dicotomia rural-urbano? Um olhar sobre os processos socioespaciais. **São Paulo em perspectiva**, v. 17, n. 3-4, p. 115-124, 2003.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 30, n. 2, p. 243 e 244, 2006.

CARVALHO, S. L. **Avaliação da Poluição Urbana Difusa na Bacia do Córrego Quitandinha no Município de Petrópolis, RJ**. Dissertação de Mestrado, 150 f. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

CECCHI, C. S.; MUNAFÒ, M.; BAIOTTO, F.; ANDREANI, P.; MANCINI, L. Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the Potential non-point pollution index. **Annali dell' Istituto Superiore di Sanità**, Roma, v. 43, n. 3, p. 295-301, 2007.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo**. São Paulo, CETESB, 2018. Disponível em <<https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2020/02/TEXTO-EXPLICATIVO-2019-12.02.20.pdf>>. Acesso em 25 jun. 2019.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo dos anos de 2002 a 2018**. São Paulo, CETESB, 2019. Disponível em <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em 27 jun. 2019.

DAEE. DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Hidrologia – Banco de Dados Hidrológicos**, 2020. Disponível em <<http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>>. Acessado em 05 fev. 2020.

DATAGEO. SISTEMA AMBIENTAL PAULISTA. 2019. Disponível em <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/#>>. Acessado em 28 nov. 2019.

ELESBON, A. A. A.; GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; OLIVEIRA, I. C. Uso de dados SRTM e plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Braço Norte do Rio São Mateus – Brasil. **REM: R. Esc. Minas**, Ouro Preto, v. 64, p. 284, 2011.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Rio de Janeiro: 1979. 83p. (Embrapa-SNLCS. Miscelânea, 1).

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Banco de Dados Climáticos do Brasil – Município de Cotia**, 2015. Disponível em <<https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/bdclima/balanco/resultados/sp/297/balanco.html>>. Acessado em 04 fev. 2020.

EMPLASA. EMPRESA PAULISTA DE PLANJAMENTO METROPOLITANO. **Atlas do Uso e Ocupação do Solo dos Municípios da RMSP**, 2006. Disponível em <<https://emplasa.sp.gov.br/ProdutosCartograficos/Produto/Mapeamento/Item/Atlas-do-uso-e-ocupacao-do-solo-dos-municipios-da-RMSP>>. Acessado em 27 jul. 2019.

ESRI. **ArcGIS Desktop**. Release 10.5. Redlands Environmental Systems Research Institute. 2016.

FESB. FOMENTO ESTADUAL DE SANEAMENTO BÁSICO. **Relatório Convênio COMASP/FESB – Bacia do Rio Cotia**. 41 f. São Paulo, 1971.

FERREIRA, J. H. D. **Relação entre a qualidade da água e a transformação do uso do solo da bacia hidrográfica do Tibagi**. Dissertação de Mestrado, 89 f. Universidade Estadual de Maringá, 2009.

FOLLADOR, F. A. C. **Controle estatístico de processo aplicado à qualidade de águas superficiais**. Tese de Doutorado. 132 f. Engenharia Agrícola – Unioeste Cascavel, 2010.

GINEVAN, M. E. **Estatísticas tools for environmental quality measurement**. USA: CRC Press, 2004, 239 p.

GIRARDI, E. P. **Proposição teórico-metodológica de uma cartografia geográfica crítica e sua aplicação no desenvolvimento do atlas da questão agrária brasileira**. 2008. 347 f. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, 2008.

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, 2016.

GOOGLE. **Torne-se um especialista no mapeamento do Google: Comece a fazer seu mapa com o Google Earth e o Google Maps com estes tutoriais passo a passo**. 2017.

GOUVEIA, R. G. L.; GALVANIN, E. A. S.; NEVES, S. M. A. S. Aplicação do Índice de Transformação Antrópica na Análise Multitemporal da Bacia do Córrego do Bezerra Vermelho em Tangará da Serra-MT. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, Viçosa, 2013.

HAUPT, J. P. O. **Metodologia para avaliação de potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiá**. 126 f. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, 2009.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Pedologia**. Manuais Técnicos em Geociências, nº 4, ed. 3ª. IBGE, Rio de Janeiro, 2007.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Manuais Técnicos em Geociências, nº 7, ed. 3ª. IBGE, Rio de Janeiro, 2013.

IGC. INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO. **Carta topográfica**. Serviço Gráfico do IGC, 1979. Escala 1:10.000.

IEGA. INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA E GERENCIAMENTO AMBIENTAL. **Manual de gerenciamento de bacias hidrográficas**. São Carlos: Cubo Multimídia, 2009, 134p.

IPT. INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Plano Diretor Regional da Sub-região do rio Cotia: caracterização regional**. Relatório Técnico nº 79.907-205. São Paulo, 2005.

KARNAUKHOVA, E. **A intensidade de transformação antrópica da paisagem como um indicador para a análise e gestão ambiental: ensaio metodológico na área da bacia hidrográfica do rio Fiorita, Município de Siderópolis, SC.** 2000. Dissertação de Mestrado, 222 f. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, 2000.

LÉMECHEV, T. On hydrological heterogeneity catchment morphology and catchment response. **Journal of Hydrology**, v.100, p.357 - 375, 1982.

LIMA, I. P. A. **Aplicação do controle estatístico de qualidade de água em cisternas instaladas em comunidades na região do sertão do Pajeú – semiárido pernambucano.** Dissertação de Mestrado, 69 f. Universidade Federal de Pernambuco, PE, 2014.

LIBOS, N. M. C. **Distribuição Espacial do Índice de Qualidade da Água e a Relação com Uso e Ocupação do Solo.** Trabalho de Conclusão de Curso, 79 f. Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 2008.

LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; SALES, J. C. A.; SOUSA, J. A. P.; PADOVANNI, N. G.; MORAIS, M. C. M.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W. Transformação antrópica da paisagem na bacia hidrográfica do rio Una, Ibiúna, São Paulo. **Anais... XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)**, Santos – SP, 2017.

LOPES, F. F. P. **A utilização do módulo geração de cargas do modelo correlação de uso do solo X qualidade da água (MQUAL) na gestão da bacia Guarapiranga: o caso do município de Itapeverica da Serra.** Dissertação de Mestrado, 194 f. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

LOURENÇO, R. W.; MARTINS, A. C. G.; ROVEDA, S. R. M. M.; ROVEDA, J. A. F.; LANDIM, P. M. B. Análise espacial de dados geográficos. **In: Meio ambiente e sustentabilidade.** ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Org.). Porto Alegre: Editora Bookman, 2012.

LOURENÇO, R. W.; OLIVEIRA, F. C.; VIANNA, R.S. Uso do SIG na Conservação da Vegetação. **Boletim Técnico**, v. 23, p. 18. Faculdade de Tecnologia de São Paulo, 2007.

LUCCHESI, M. A retificação e regularização do Rio Tietê no século XIX e os interesses a elas vinculados. In: Tempos e escalas da cidade e do urbanismo. **Anais... XIII Seminário de História da Cidade e do Urbanismo.** PEIXOTO, E. R.; DERNTL, M. F.; PALAZZO, P. P.; TREVISAN, R. (Org.). Universidade de Brasília. Brasília, 2014.

MANSOR, M. T. C.; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma subbacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 715-723, 2006.

METZGER, J. P.; ALVES, L. F.; GOULART, W.; TEIXEIRA, A. M. G.; SIMÕES, S. J. C.; CATHARINO, E. L. M. Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. **Biota Neotrop.** Campinas, v. 6, n. 2, 2006.

MOORE, I. D.; GESSLER, P. E.; NIELSEN, G. A.; PETERSON, G. A. Soil attribute prediction using terrain analysis. **Soil Science Society of America Journal**. v. 57, p. 443-452, 1993.

MORAIS NETO, J. V. **Áreas de solo exposto intensificam o processo de eutrofização no semiárido brasileiro**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 30 f, 2018.

MORAIS, R. C. S.; SALES, M. C. L. Extração automática de drenagem: uma análise comparativa a partir de diferentes ferramentas e bases de dados. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 6, p. 1849-1860, 2016.

MORUZZI, R. B.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G.R.B. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012.

MOTA, S. **Gestão Ambiental dos Recursos Hídricos**. 3º ed. Rio de Janeiro, 343 p., ABES, 2008.

MUNAFÒ, M.; CECCHI, G.; BAIOTTO, F.; MANCINI, L. River Pollution from Non-point Sources: A New Simplified Method of Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 77, n. 2, 2005.

NOVO, E. M. L. M. Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações. São Paulo: **Edgard Blucher**, 2010.

OLIVEIRA, S. N.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; SILVA, T. M.; GOMES, R. A. T.; MARTINS, E. S.; GUIMARÃES, R. F.; SILVA, N. C. Delimitação automática de bacias de drenagens e análise multivariada de atributos morfométricos usando modelo digital de elevação hidrologicamente corrigido. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, ano 8, n. 1, p. 11, 2007.

ORTEGA, D. J. P. **Avaliação dos Efeitos das Atividades Antrópicas na Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê, Município de Ilha Solteira – SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2011.

PACHECO, J. B. **Uso e ocupação da terra e a sustentabilidade ambiental da dinâmica fluvial das microbacias hidrográficas Zé Açú e Tracajá na Amazônia Ocidental**. 210 f. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, 2013.

PINHEIRO, A. Monitoramento e avaliação da qualidade das águas. In: ROMEIRO, A. R. **Avaliação e contabilização de Impactos Ambientais**. Campinas: Editora da Unicamp, 2004.

POONAM, T.; TANUSHREE, B.; SUKALYAN, C. Water Quality Indices – Important tools for water quality assessment: A review. **International Journal of Advances in Chemistry (IJAC)**, v. 1, n. 1, 2015.

POSSELT, E. L.; COSTA, A. B. **Software IQADData 2010**. Registro no INPI nº 10670- 2, Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais PPGSPI, UNISC, 2010. <Disponível em: <http://www.unisc.br/ppgspl>>. Acessado em 14 fev. 2020.

PRADA, S. M.; OLIVEIRA, E. **Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Graças, Cotia – SP**. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 29. São Paulo – SP. 2006.

RABEO, C.G. **Mapeamento de áreas vulneráveis para a qualidade das águas superficiais na bacia hidrográfica do Ribeirão João Leite (GO) utilizando técnicas de geoprocessamento**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Goiás, 118 f, 2009.

RACANICCHI, R. M. Z. **Influência da implantação de estação de tratamento de esgoto na recuperação da qualidade de curso d'água**. 2002. Dissertação de Mestrado. Engenharia Civil – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2002.

RB CADI EDIÇÃO DE PROJETOS. Lisp QUICKPROFILE. **Youtube**, 4 mar. 2016. Disponível em <https://www.youtube.com/watch?v=_3_sTBpMy6A>. Acessado em 13 fev. 2019.

RODRIGUES, L. C.; NEVES, S. M. A. S.; NEVES, R. J. Avaliação do Grau de Transformação Antrópica da Paisagem da Bacia do Rio Queima-Pé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 32, jun. 2014.

RODRIGUES, R. S. S. **Correlação entre Índice de Qualidade da Água e Usos Múltiplos na Bacia Hidrográfica do Igarapé da Prata, Capitão Poço / PA**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Pará, 103 f, 2018.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, v. 1, p. 118, 2017.

SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Servidor do Cadastro Oeste. **Mapas temáticos da Unidade Oeste – MO Sabesp**. São Paulo, 2019. 10 mapas: 118,9 x 84,1 cm. Escala: 1:20.000.

SÁNCHEZ, L. E. Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos. São Paulo: **Oficina de Textos**, 2013.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto no 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, 1977.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 1.949, de 4 de abril de 1979. Dispõe sobre a criação da Reserva Florestal do Morro Grande e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, 1979.

SÃO PAULO (Estado). **Relatório nº 88 219-205 – Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Rio Cotia: Caracterização Regional**. Drenatec Engenharia S/C Ltda & Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT. São Paulo, 2007.

SEADE. FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS. **Perfil dos Municípios Paulistas**, 2020. Disponível em <<https://perfil.seade.gov.br/>>. Acessado em 05 fev. 2020.

SEMA. SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (Estado de São Paulo). **Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água da Região Hidrográfica do Paraguai – 2010 a 2011**. Organizado por FIGUEIREDO, S. B. *et al.*, Cuiabá: SEMA/MT, 2014. 129 p.

SEMA. SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (Estado de São Paulo). **Versão 1.5 do Modelo de Correlação Uso do Solo e Qualidade de Água – MQUAL**. São Paulo, SP, 2003.

SHEN, Z.; LIAO, Q.; HONG, Q.; GONG, Y. An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. **Separation and Purification Technology**, v. 84, p. 104-111, 2012.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. Metodologia para Análise do Potencial de Degradação dos Recursos Hídricos em Bacias Hidrográficas. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 50, 2017.

SILVA, K. S.; OLIVEIRA, D. **Mapeamento de anomalias de drenagem: indícios de controle litológico e estrutural na bacia hidrográfica do Cotia**. Universidade de São Paulo (USP). Monografia, 65 p. São Paulo, 2009.

SILVA, M. M. A. P. M. **Efeitos Naturais e Antrópicos na Qualidade das Águas Superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Uberaba – MG Utilizando Técnicas de Geoprocessamento**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista – Campus de Jaboticabal, 89 p., 2018.

SILVEIRA, A. L. L. Desempenho de Fórmulas de Tempo de Concentração em Bacias Urbanas e Rurais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 01, p. 05, jan./mar., 2005.

SILVEIRA, T.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B.; ARAÚJO, M. S. B. Qualidade da Água e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos na Definição de Fragilidades Potencial e Ambiental de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 4, p. 642 – 652, 2014.

SIMONETTI, V. C.; FRASCARELI, D.; GONTIJO, E. S. J.; MELO, D. S.; FRIESE, K.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. **International Journal of River Basin Management**, v. 17, p. 1-34, 2019.

SOUSA, F. A.; RODRIGUES, S. C. Aspectos morfométricos como subsídio ao estudo da condutividade hidráulica e suscetibilidade erosiva dos solos. **Mercator**. Fortaleza, v. 11, n. 25, p. 142 – 148. Fortaleza – CE, 2012.

SOUSA, T. M. I. **Avaliação da qualidade em redes de drenagem processadas a partir de modelos digitais de elevação**. Dissertação de Mestrado, 112 f. Universidade Federal da Paraíba, 2016.

SOUZA, A. V. V. **Avaliação da influência dos usos e ocupação do solo na qualidade da água do Rio Vermelho no sudeste de Mato Grosso**. Dissertação de Mestrado, 82 f. Universidade Federal de Mato Grosso, MT, 2015.

STEINKE, V. A.; SAITO, C. H. Exportação de Carga Poluidora para Identificação de Áreas Úmidas sob Risco Ambiental na Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 20, n. 1, p. 43-67, 2008.

STEINKE, V. A.; FERREIRA, L. C.; SAITO, C. H. Modelagem de exportação de carga poluidora na bacia hidrográfica do Rio Jaguarão (fronteira Brasil – Uruguai): um refinamento em nível hierárquico inferior na modelagem desenvolvida para a bacia da Lagoa Mirim. **Revista Geografia**, v. 37, n. 1, p. 127-146. Rio Claro – SP, 2012.

STRAHLER, A. N. Geografia Física. Barcelona, **Ediciones Omega**, 1989. 636 p.

TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DINIZ, H. N.; DIAS, N. W.; MATOS, F. C. Urbanização e escoamento superficial na bacia hidrográfica do Igarapé Tucunduba, Belém, PA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.7, n. 2, p. 120-142, 2012.

TEODORO, V. L. I.; TEXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de Bacia Hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, v. 11, n. 1, p. 137-156, 2007.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas Guanhões - MG. **Revista Árvore**. Viçosa-MG, v. 30, n. 5, p.849-857, 2006.

TONIOLO, B. P.; SILVA, D.C.C.; LOURENÇO, R. W. Uso de Geotecnologias para Delimitação de Susceptibilidade Erosiva na Unidade de Negócio Oeste SABESP. **Cidades Verdes**, São Paulo, v. 8, n. 17, p. 76 – 90, 2020.

VIEIRA, E. M.; ALMEIDA, F. T.; ALVES, M. G.; Uso do MDT e Bacias de contribuição (Watershed) na seleção de pontos para o monitoramento da contaminação agrícola. São José dos Campos: **INPE**, 2005. 3427-3432 p.; Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/tid.inpe.br/sbsr/2004/11.18.22.05/doc/3427.pdf>>. Acessado em 23 nov. 2019.

VLAMI, V.; ZOGARIS, S.; DJUMA; KOKKORIS, I. P.; KEHAYIAS; DIMOPOULOS, P. A Field Method for Landscape Conservation Surveying: The Landscape Assessment Protocol (LAP). **Sustainability**, v. 11, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 452 f., 2005.

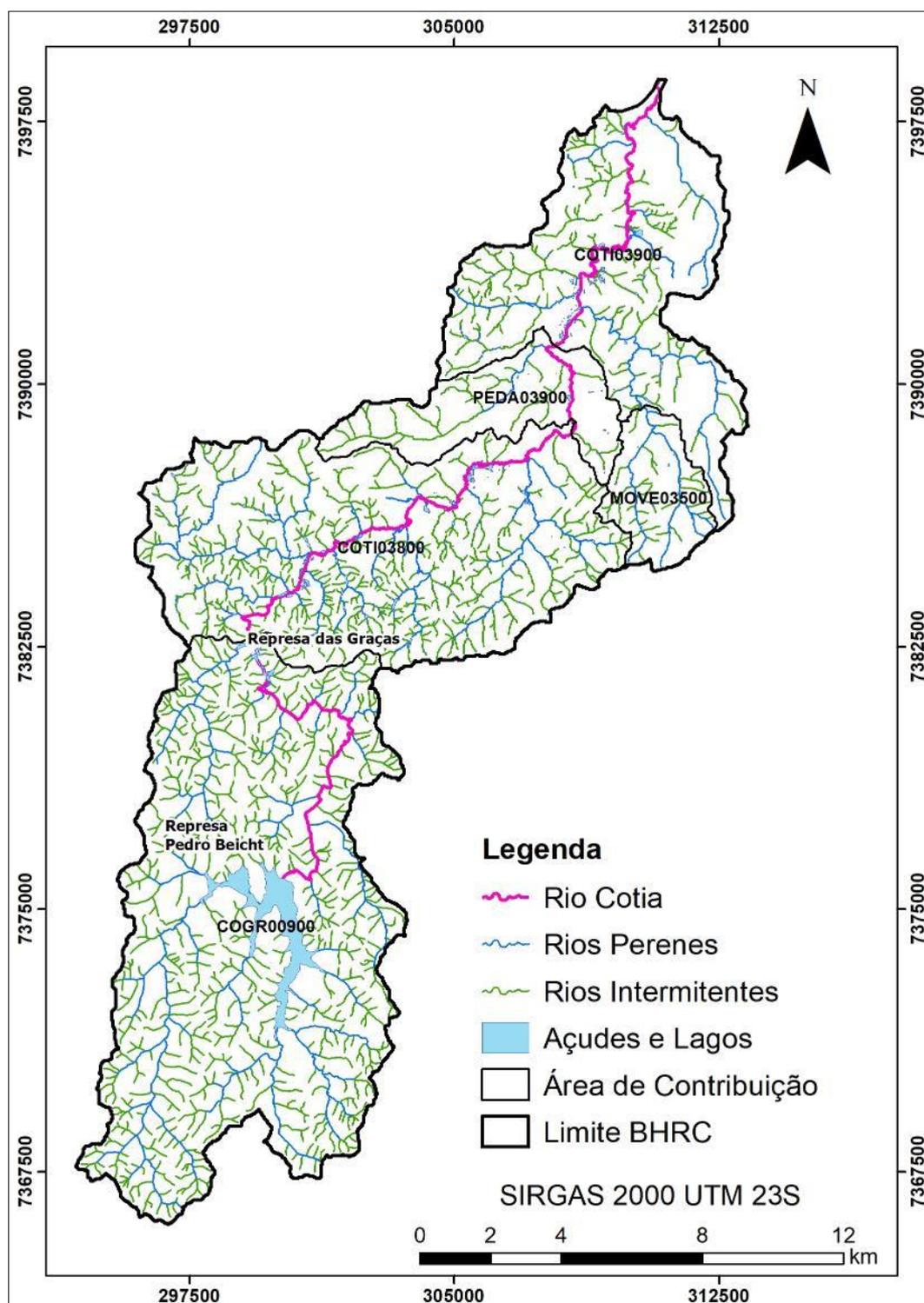
XIANG, C.; WANG, Y.; LIU, H. A scientometrics review on nonpoint source pollution research. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 400-408, 2017.

WONG, H.; HU, B. Q. Application of improved extension evaluation method to water quality Evaluation. **Journal of Hydrology**, v. 509, p. 539–548, 2014.

ZUFFO, C. E.; NASCIMENTO, G. F.; ABREU, F. A. M. A.; CAVALCANTE, I. N. Caracterização da Qualidade de Águas Superficiais em Rondônia. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 36, n. 2, p. 25-39, 2013.

APÊNDICES

APÊNDICE A – MAPA DE HIDROGRAFIA DO IGC



Fonte: Adaptado de IGC (1979).