

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA
FILHO” – FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS,
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NO RECURSO HÍDRICO
DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABINHA – MG,
UTILIZANDO TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO**

Rogério Gonçalves Lacerda de Gouveia
Engenheiro Agrônomo

2020

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA
FILHO” – FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS,
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NO RECURSO HÍDRICO
DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABINHA – MG,
UTILIZANDO TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO**

Rogério Gonçalves Lacerda de Gouveia

Orientador: Prof. Dr. Gener Tadeu Pereira

Coorientador: Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Ciência do Solo).

2020

G719a Gouveia, Rogerio Gonçalves Lacerda de
Análise da influência do uso do solo na qualidade da água da bacia
hidrográfica do rio Uberabinha – MG, utilizando técnicas de
geoprocessamento/ Rogerio Gonçalves Lacerda de Gouveia. --
Jaboticabal, 2020
51p. : il., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientador: Gener Tadeu Pereira
Coorientador: Teresa Cristina Tarlé Pissarra

1. Uso do solo. 2. Qualidade da água. 3. Geoprocessamento. I.
Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo
autor.

Certificado de aprovação



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NO RECURSO HÍDRICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABINHA - MG, UTILIZANDO TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO

AUTOR: ROGERIO GONÇALVES LACERDA DE GOUVEIA

ORIENTADOR: GENER TADEU PEREIRA

COORIENTADORA: TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. GENER TADEU PEREIRA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia e Ciências Exatas / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. MARCÍLIO VIEIRA MARTINS FILHO (Participação Virtual)
Departamento de Ciências da Produção Agrícola (Solos e Adubos) / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Profa.Dra. MAYTÊ MARIA ABREU PIRES DE MELO SILVA (Participação Virtual)
Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro / Uberaba/MG

Prof. Dr. RENATO FARIAS DO VALLE JUNIOR (Participação Virtual)
Instituto Federal do Triângulo Mineiro - IFTM / Uberaba/MG

Prof. Dr. ADLEY CAMARGO ZIVIANI (Participação Virtual)
Instituto Federal do Triângulo Mineiro-IFTM / Uberaba/MG

Jaboticabal, 02 de dezembro de 2020

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Rogério Gonçalves Lacerda de Gouveia – Nascido na cidade de Goiânia/GO em 23 de outubro de 1979 e formado Engenheiro Agrônomo na Universidade Federal de Goiás - UFG - Campus Jataí em dezembro de 2004. Atualmente, é professor da Universidade de Uberaba, e doutorando no programa de pós-graduação em Agronomia (Ciência do Solo), com projetos voltados para a política de uso do solo, geoprocessamento aplicado ao uso do solo, as boas práticas agrícolas e a conservação do solo e da água.

Atuou como engenheiro agrônomo projetista em financiamento bancário de produtores rurais no estado de Rondônia. Depois, no estado de Mato Grosso, atuou como engenheiro agrônomo em fazendas, no cultivo de soja/ milho. Também, ministrou aulas como professor interino da Universidade do Estado do Mato Grosso – UNEMAT- Campus Tangará da Serra. E ao mesmo tempo, cursou o mestrado em Ambiente e Sistema de Produção Agrícola na mesma instituição em que iniciou a sua carreira docente, a UNEMAT.

Após, já no estado de Minas Gerais, continuou sua atividade docente em algumas instituições como a Faculdade UNA, o Instituto Federal do Triângulo Mineiro – IFTM e na Universidade de Uberaba, na qual é docente até o momento.

EPÍGRAFE

“O que vale acima de tudo é o querer, um querer profundo: querer ser alguém; chegar a alguma coisa; ser desde já, pelo desejo, esse alguém qualificado por seu ideal.”

Antonin Sertillanges

OFEREÇO,

Ao meu querido Deus, fonte de toda sabedoria. E a todos que compartilharam um pedaço desse caminho.

DEDICO,

À minha esposa, Núbia.

Aos meus pais, Antônio (in memoriam) e Eleusa.

Aos meus irmãos, Rodrigo e Rosiane.

SUMÁRIO

LISTA DE SIGLAS.....	ii
RESUMO.....	iii
ABSTRACT.....	iv
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Uso e Cobertura do Solo	3
2.2. Qualidade das Águas Superficiais.....	5
2.3 Boas Práticas Agrícolas (BPA)	7
2.4 Geoprocessamento Aplicado às Análises dos Recursos Hídricos	8
3. MATERIAIS E MÉTODOS	11
3.1.1 Caracterização da Área de Estudo	11
3.1.2 Caracterização Física.....	11
3.1.3 Uso do Solo	13
3.1.4 Mapa de Aptidão Agrícola	13
3.1.5 Mapa de Conflito de Uso do Solo	13
3.1.6 Qualidade da Água.....	15
3.1.7 Análise Estatística.....	16
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
5. CONCLUSÕES	42
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43

LISTA DE SIGLAS

ANA - Agência Nacional das Águas
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETA - Estação de Tratamento de Água
ETE - Estação de Tratamento de Efluentes
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas
INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations
MDE - Modelo Digital de Elevação
SIG - Sistemas de Informação Geográfica
SIRGAS 2000 - Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
USGS - United States Geological Survey
UTM - Universal Transversa de Mercator

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NO RECURSO HÍDRICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABINHA – MG, UTILIZANDO TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO

RESUMO – Este trabalho teve como objetivo analisar a influência do uso do solo no recurso hídrico da bacia hidrográfica do rio Uberabinha, localizada no município de Uberlândia / MG. Utilizando técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, foram elaborados mapas: uso do solo, hipsométrico, classe do solo e declividade. Foram utilizadas imagens do satélite LANDSAT 8 com resolução espacial de 30 m, de agosto de 2018, e do Modelo Digital de Elevação TOPODATA juntamente com os dados da série histórica de qualidade da água do rio Uberabinha, obtidos no IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas e o Ministério da Saúde. Os dados de qualidade da água foram referenciados de acordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente e legislação internacional. A bacia do rio Uberabinha é ocupada predominantemente por áreas agrícolas. Quanto à qualidade da água referente ao ponto amostrado PB 023 localizado após dezesseis quilômetros da estação de tratamento de esgoto (ETE) da cidade de Uberlândia, as variáveis: coliformes totais, *Escherichia Coli*, sulfeto e fósforo apresentaram concentrações acima do valor limite estabelecido pela legislação, durante todo o período analisado. O uso do solo influenciou na contaminação da água da bacia hidrográfica, especialmente, no percurso que envolve a malha urbana de Uberlândia.

Palavras-chave: política de uso da terra; geotecnologia, manejo do solo e da água.

INFLUENCE OF LAND USE ON WATER RESOURCE OF UBERABINHA RIVER WATERSHED - MG, USING GEOPROCESSING TECHNIQUES

ABSTRACT - This work aimed to analyze the influence of land use on the water resource of the hydrographic basin of the Uberabinha River, located in the city of Uberlândia / MG. Using geoprocessing and remote sensing techniques, maps were elaborated: land use, hypsometric, soil class and slope. Images from the LANDSAT 8 satellite with spatial resolution of 30 m, from August 2018, and the Digital Elevation Model TOPODATA were used together with the data from the historical water quality series of the Uberabinha River, obtained from IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Waters and the Ministry of Health. The water quality data were referenced according to the limits established by CONAMA - National Environment Council and international legislation. The Uberabinha river basin is predominantly occupied by agricultural areas. As for the water quality for the sampled point PB 023 located sixteen kilometers from the sewage treatment plant (ETE) in the city of Uberlândia, the variables: total coliforms, Escherichia Coli, sulfide and phosphorus presented concentrations above the limit value established by law, throughout the analyzed period. Land use influenced the contamination of water in the hydrographic basin, with emphasis on the use by the city of Uberlândia.

Keywords: land use policy; geotechnology, soil and water management.

1. INTRODUÇÃO

O conceito de ordenamento territorial denota a capacidade do estado em determinar como o solo deverá ser utilizado e atribuir-lhe usos e funções, tais como: habitação, indústrias, lazer, educação, natureza, transporte, agricultura e práticas de caráter cultural (ALBRECHTS, 2004).

Para o ordenamento territorial ser eficiente, faz-se necessário o elemento cultural, tendo em vista que estruturas são desconstruídas e realidades, modificadas em função das particularidades locais inerentes ao planejamento territorial: tradições, hábitos sociais, costumes, específicos quadros constitucionais e legais, além de diferentes estruturas institucionais de governança (ALVES, 2014).

Ao estudar o impacto do uso e cobertura do solo na qualidade da água, Simedo et al. (2018) avaliaram os parâmetros de nitrogênio total, fósforo total, nitrato, amônio, coliformes fecais e temperatura e indicaram que o uso do solo por culturas agrícolas – como a cana-de-açúcar e a laranja – está alterando a qualidade da água da bacia do Córrego da Olaria, no município de Pindorama/SP.

Diversos estudos regionais realizados na bacia do rio Uberaba/MG mostram o impacto do uso do solo na qualidade da água (VALERA, 2017; SILVA, 2018 e MARTINS, 2020).

Para mitigar os problemas de impacto do uso e cobertura do solo na qualidade da água, o estado utiliza a política de uso do solo. Segundo o TCU (2015), existem políticas públicas a promover o uso sustentável dos recursos do solo e da água, tais como: Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), Zoneamento Agroecológico (ZAE), Zoneamento Agrícola de Risco Climático (ZARC), Regularização Fundiária e Reforma Agrária, Cadastro Ambiental Rural (CAR), Plano Agricultura de Baixo Carbono e Programa de Combate à Desertificação.

Não existe, contudo, uma política de uso e ocupação delineada para a gestão dos solos e da água de maneira integrada, e sim um instrumento de gestão ambiental denominado zoneamento ecológico-econômico (ZEE) que está inserido no artigo 9º, inciso II, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, conhecida como Política Nacional de Meio Ambiente (MONTAÑO & DE SOUZA, 2016).

Além disso, há as boas práticas agrícolas que promovem a diminuição das cargas poluidoras inerentes a essa atividade por meio de métodos de controle de

contaminação, constituindo-se de um conjunto de atividades necessárias que melhoraram a qualidade da água, como a redução do volume de efluentes e a diminuição dos sólidos suspensos por meio do controle da erosão do solo (MACEDO et al., 2010).

Nesse contexto, o geoprocessamento oferece diversas vantagens para se monitorar o ordenamento territorial e o impacto causado pelo uso e cobertura do solo na qualidade da água, pois as imagens de satélite permitem o acompanhamento rápido das mudanças geográficas bem como o monitoramento de uma região a baixo custo (GOMES et al., 2012).

A área escolhida para este estudo apresenta grande importância para o município de Uberlândia, seja pela captação de água para o abastecimento da população urbana, seja por integrar o sistema da bacia do rio Araguari, que está inserida na bacia do rio Paranaíba e constitui a principal rede de drenagem do município de Uberlândia.

Diante do exposto, este trabalho propõe analisar a influência do uso do solo na qualidade da água. O estudo fornecerá dados e uma reflexão sobre a influência do uso do solo na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Uberabinha/MG. O estágio atual da qualidade da água é desconhecido, sendo assim necessária a compreensão do efeito das ações antrópicas sobre o recurso hídrico, a fim de colaborar para a política de uso do solo na definição de métricas com base na pesquisa.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Uso e Cobertura do Solo

O uso e cobertura do solo tem um impacto direto na quantidade da água. Um estudo na bacia hidrográfica de Kangsabati, Índia, avaliando o impacto das mudanças no uso da terra e alteração da cobertura na água, constatou que o uso da terra por processos negativos, como a agricultura e o afloramento de laterita, impactou negativamente a recarga do aquífero. Por outro lado, o uso da terra por processos positivos – por exemplo, as florestas e as áreas úmidas – gerou impacto positivo na recarga do aquífero (BHATTACHARYA et al., 2020).

Um estudo realizado no pantanal de Harike, no estado indiano de Punjab, a fim de analisar mudanças temporais no uso e cobertura da terra e sua influência na água do pantanal, constatou um aumento na expansão de terras agrícolas, o que provocou o aumento da turbidez, do pH e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água do pantanal. Ao mesmo tempo reduziram-se as áreas úmidas do pantanal, e, com isso, houve uma menor disponibilidade na quantidade e qualidade da água (SINGH et al., 2020).

Estudando-se a dinâmica espaço temporal do uso e cobertura do solo entre os anos de 2008 e 2018 e simulando-se a expansão urbana de 2008 até o ano 2038 na cidade de Nizwa, na província de Al Dakhliyah, em Omã, observou-se um aumento de 418,5 % da ocupação por área urbana. E a previsão para os próximos anos são a continuação da expansão urbana em terra arável, plana, localizada nos vales, e a redução de áreas com vegetação nativa. Assim, existe a ameaça de deterioração da sustentabilidade urbana na região de Omã e de suas cidades montanhosas (MANSOUR et al., 2020).

O estudo do uso da terra e mudança de cobertura da terra da bacia hidrográfica de Halda, em Bangladesh, nos últimos 40 anos, verificou uma transformação da área de vegetação em 35,1 % e da classe água em 85,47 % para a classe agricultura, solo nu e assentamentos devido à rápida expansão de atividades antropogênicas e socioeconômicas (CHOWDHURY et al., 2020).

Um estudo de aplicação da equação universal de perda de solo na bacia hidrográfica alta do rio Oum Er Rbia, localizada no Atlas Médio (Marrocos), mostrou que a média anual estimada de perdas de solo foi de 58 t ha⁻¹ ano⁻¹ em 2003. E a

previsão de perda de solo para 2030 será de 142 t ha⁻¹ ano⁻¹ em razão da redução da área de floresta na bacia hidrográfica (JAZOULI et al., 2019).

Além da perda de solo, a avaliação da segurança ecológica em uma bacia hidrográfica também é importante. Ao analisar os efeitos negativos do uso da terra na segurança ecológica na bacia hidrográfica do rio Poyang, China, com o atual modo de desenvolvimento até o ano de 2030, a segurança ecológica está ameaçada pela expansão de 35 % das novas áreas de construção e de 80 % das terras cultivadas. Mesmo neste cenário negativo, ainda assim é possível prevenir as ameaças ecológicas derivadas do uso da terra (XIE et al., 2019).

A relação entre o tipo de uso do solo em uma bacia hidrográfica e a influência na qualidade da água foi verificada em áreas de florestas, que apresentaram qualidade da água melhor do que a de áreas de pastagens, devido ao fato de aquelas áreas apresentarem um menor escoamento superficial direto aos cursos de água (PINTO et al., 2013).

O manejo inadequado do solo causa uma série de degradação, como maior densidade do solo, menor porosidade total e o aumento de processos erosivos, sendo esses a causa da formação da voçoroca presente e do assoreamento de canais na sub-bacia Dois Córregos, Selvíria/MS (COSTA et al., 2019).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei n. 9.433/1997) induziu o surgimento de uma nova instância de gestão territorial: os Comitês de Bacias Hidrográficas, que trouxeram, desde sua origem, a característica da participação daqueles que também produzem, usam e habitam no espaço. Com essa visão, o Brasil passou a adotar a bacia hidrográfica como um território de gestão e planejamento, surgindo a situação dúbia de cooperação e/ou conflito com a gestão das instâncias federativas sobre o mesmo território, em especial os municípios (PERES & SILVA, 2013).

O governo de Minas Gerais iniciou, em janeiro de 2003, um processo de planejamento para a gestão territorial do estado, tendo como critério a sustentabilidade econômica, social, ecológica e ambiental. Assim, a noção de vulnerabilidade natural proporciona um conhecimento da situação atual do meio ambiente que pode ser tomado como ponto de partida para se atingir o desenvolvimento sustentável no estado (CARVALHO et al., 2007).

2.2. Qualidade das Águas Superficiais

Além do uso e cobertura do solo, outra característica importante a ser analisada é a qualidade das águas superficiais em uma bacia hidrográfica. Nesse sentido, o impacto da mudança do uso da terra na qualidade da água potável na cidade de Shiraz, no Irã, foi negativo. O aumento do uso do solo por áreas urbanas, com destaque para o uso industrial, tem influenciado na diminuição da qualidade da água (SHOOSHTARIAN et al., 2018).

Outro estudo sobre a análise da qualidade da água em uma bacia hidrográfica, dessa vez na China, verificou a degradação da qualidade da água em razão da ocupação da área por atividades antrópicas. Portanto, existe a tendência do uso da terra por atividades antrópicas e um impacto negativo na qualidade da água dos lagos e reservatórios (WEI et al., 2020).

O fato de não se respeitar a aptidão agrícola de uso do solo tem como consequência o conflito de uso e seus impactos na qualidade da água subterrânea, superficial, na biota e na fertilidade do solo, isto é, ocorre uma degradação. Diversos estudos comprovam o efeito do uso do solo na degradação da qualidade da água por não se respeitar a aptidão agrícola do solo (VALLE JUNIOR et al., 2015), (PACHECO et al, 2018), (RODRIGUES et al., 2019) e (OLIVEIRA et al., 2019).

A fim de verificar a degradação da qualidade da água em uma bacia hidrográfica, o monitoramento da qualidade da água é uma excelente ferramenta, pois consiste na aquisição de um conjunto de dados físicos, químicos e biológicos de um determinado corpo d'água, incluindo-se sua variação espacial e temporal (TANOS et al., 2015).

O monitoramento da qualidade da água no estado de Minas Gerais é realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Igam) e pelo Ministério da Saúde (MS). Por meio do monitoramento da qualidade da água, é possível comparar os resultados com os respectivos parâmetros de qualidade, tendo como padrão de qualidade a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), que divide os parâmetros de qualidade em inorgânicos e orgânicos.

Os coliformes totais são uma classe de bactérias que possui como principal característica a fermentação de lactose com produção de ácidos e aldeídos. Essas

bactérias abrangem os seguintes gêneros: *Klebsiella*, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Citrobacter* (BETTEGA et al., 2006).

A DBO indica a presença e a biodegradabilidade de material orgânico que está na amostra. É uma forma de se estimar a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar o carbono orgânico e saber a rapidez com que este material será metabolizado pelas bactérias que podem estar presentes na amostra (BARCELLA, 2016).

A *Escherichia coli* é uma bactéria pertencente à família Enterobacteriaceae, sendo amplamente distribuída na natureza, tendo como principal *habitat* o trato intestinal humano e animal. A *E. coli* comensal, que faz parte da microbiota intestinal, não é patogênica e apresenta um importante papel fisiológico para o funcionamento do organismo. Existem sete categorias patogênicas de *E. coli* que causam infecção intestinal em homens e animais, sendo denominadas de *E. coli* diarreiogênicas, diferenciadas pela presença de fatores de virulência, como adesinas fimbriais e afimbriais, toxinas: *E. coli* enteropatogênica (EPEC), *E. coli* enterotoxigênica (ETEC), *E. coli* enteroinvasora (EIEC), *E. coli* enterohemorrágica (EHEC) ou *E. coli* produtora da toxina de Shiga (STEC), *E. coli* enteroagregativa (EAEC) e *E. coli* aderente difusa (DAEC) (OLIVEIRA SOUZA et al., 2016).

O oxigênio dissolvido é o indicador da concentração de qualidade da água expresso em mg/L. O oxigênio é um gás pouco solúvel em água e a sua solubilidade depende da pressão (altitude), da temperatura e dos sais dissolvidos (VALENTE et al., 1997).

O nitrogênio amoniacal total é uma das formas de nitrogênio mais absorvidas pelas culturas agrícolas (GUARESCHI et al., 2019). A amônia é um elemento tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, e muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L (LEAL & VARGAS, 2016).

Substâncias tensoativas – também conhecidas como surfactantes – são utilizadas como conciliadores de fases imiscíveis, como óleos, gorduras e superfícies de soluções com sólidos, líquidos ou gases, formando emulsões, espumas, suspensões e microemulsões ou propiciando a umectação, formação de filmes líquidos e detergentes de superfícies. Essas propriedades fazem com que os tensoativos sejam utilizados em diversas aplicações pela indústria, como

detergentes, agroquímicos, cosméticos, tintas, cerâmica, alimentos, tratamento de couros e têxteis, formulações farmacêuticas e óleos lubrificantes. No entanto, o excesso de tensoativos provoca também a formação de espuma na água (DALTIM, 2011).

2.3 Boas Práticas Agrícolas (BPA)

As boas práticas agrícolas (BPA) são um conjunto de princípios, normas e recomendações técnicas aplicáveis à produção, ao processamento e ao transporte de alimentos, orientadas para garantir a proteção da higiene, da saúde humana e do meio ambiente mediante métodos ecologicamente seguros e economicamente viáveis (IZQUIERDO et al., 2006).

Para o produtor rural, as BPA constituem um componente de competitividade, que permite diferenciar a produção de alimentos de maior qualidade. Assim, o agricultor terá acesso a mercados mais exigentes, graças a um maior valor associado a seu produto. Em consequência, pode beneficiar-se de um aumento da lucratividade de sua propriedade. Além disso, a aplicação adequada das BPA permite uma diminuição de gastos mediante, por exemplo, o uso racional de insumos agrícolas, como água, fertilizantes e defensivos agrícolas, e um aumento da produção (ALMEIDA JÚNIOR et al., 2010).

Uma técnica bastante utilizada por produtores rurais que adotam as BPA é a tira de filtro. O uso de tiras de filtros no limite da área agricultável, ou seja, a implantação de uma gramínea às margens dos recursos hídricos, reduziu o custo total em 57,36 % no tratamento da água potável da bacia hidrográfica do rio Daning, na China (GUOWANGCHEN LIU et al., 2020).

Outro estudo corrobora o uso da tira de filtro, uma vez que mostrou a diminuição das concentrações de fósforo proveniente da adubação na água na bacia hidrográfica do rio Maumee, nos Estados Unidos (Liu et al., 2019).

Além do uso da tira de filtro, existem alternativas que compõem as BPA, a fim de se evitar a contaminação da água por sedimentos e nutrientes. Como exemplo cite-se a cobertura do solo com cana-de-açúcar, seguido pelo uso de cobertura morta e adubação verde, que foram muito eficientes nas melhores práticas agrícolas

em uma pequena bacia hidrográfica localizada no sudoeste do Japão (SITH et al., 2019).

Outro destaque em relação as BPA é o seu uso no manejo florestal. Foram aplicadas as BPA pelos estados dos EUA, de modo a proteger a água e melhorar a sustentabilidade das atividades de manejo florestal. Um estudo mostrou a efetiva aplicação das BPA no manejo florestal, de acordo com as regiões dos Estados Unidos. O resultado foi a aplicação das BPA em 93,2 % dos estados da região oeste, em 92,4 % dos estados da região sudeste e em 86,4 % – a menor taxa – dos estados da região nordeste (CRISTAN et al., 2017).

Existem diversos relatos na literatura sobre a aplicação das BPA na agropecuária. Na cultura do milho, a implantação das BPA deve levar em consideração os seguintes fatores: o clima, as práticas de conservação do solo e da água, a época de plantio, a profundidade de plantio, a velocidade de plantio, a qualidade e o tipo de semente, a fertilidade do solo, a irrigação, o manejo integrado de pragas e doenças, os equipamentos de aplicação de agrotóxicos, o armazenamento e a destinação de embalagens de agrotóxicos, as medidas para garantir a qualidade sanitária de grãos de milho na pré-colheita, a colheita, a higiene, segurança e bem-estar do trabalhador, e a gestão ambiental da propriedade rural (CRUZ et al., 2011).

Ao se estudar a adoção das BPA na cultura do limão, constatou-se impacto positivo, pois ela aumentou a eficiência tecnológica decorrente da adequação dos insumos agrícolas, diminuiu a frequência no uso de agroquímicos e também racionalizou o uso de combustível (JACOMETI et al., 2008).

Ao se analisar o processo de adoção das BPA pelos fruticultores da região da Nova Alta Paulista, verificou-se um aumento no número de análises de solo e da água, no descarte adequado de embalagens vazias de agrotóxicos e, ao mesmo tempo, na construção de depósitos e sanitários nas propriedades rurais. O resultado foi uma menor contaminação da água (LOURENZANI et al., 2005).

2.4 Geoprocessamento Aplicado às Análises dos Recursos Hídricos

Geoprocessamento, ou geomática, é um conjunto de tecnologias ligadas à informação espacial que realiza a coleta, o tratamento e a exportação dos dados

com localização no espaço. Entre as tecnologias que compõem o geoprocessamento citam-se o sensoriamento remoto, o sistema global de navegação por satélite (GNSS) e o sistema de informação geográfica (SIG) (FITZ, 2008).

O SIG é aplicado a sistemas que realizam o tratamento computacional de dados geográficos e recuperam informações não apenas com base em suas características alfanuméricas, mas também por meio de sua localização espacial. O SIG permite inserir e integrar, numa única base de dados, informações espaciais provenientes de dados cartográficos, dados censitários e cadastro urbano e rural, imagens de satélite, redes e modelos numéricos de terreno (CÂMARA et al., 2000).

O geoprocessamento é uma tecnologia eficiente e de baixo custo para monitorar a quantidade e a qualidade de água. Em um estudo, o geoprocessamento foi utilizado durante 11 anos no monitoramento da estimativa do balanço da água com base em dados de lençol freático e em modelagem 3D e geoestatística. O resultado obtido foi o balanço da água negativo durante o período do estudo. Além disso, em relação à qualidade dos aquíferos, houve aumento da condutividade elétrica, em razão do aumento das concentrações de cloreto de sódio na bacia hidrográfica de Úrmia, no Iran (JEIHOUNI et al., 2018).

A avaliação da qualidade da água por meio do mapa de distribuição espacial, juntamente com parâmetros de qualidade, foi preparada usando-se o SIG. O resultado mostrou que as concentrações de contaminação da água estavam dentro dos limites permitidos pela diretriz da OMS, exceto para o parâmetro *E. coli* (BASHIR et al., 2020).

Em outra pesquisa que utilizou o SIG, com o uso de imagens multiespectrais provenientes de dados do satélite LISS-IV (entre 2014 e 2018) com resolução espacial de 5,8 m, foi possível a confecção do mapa de uso e cobertura do solo do pantanal de Harike. A imagem foi classificada no ArcGIS 10 para gerar turbidez qualitativa da água em níveis baixos, médio e alto com base nos valores de pixel. O resultado foi que a área para agricultura e as construções aumentaram, e, em terrenos baldios, os corpos d'água e as áreas úmidas diminuíram entre 2014 e 2018 (SINGH et al., 2020).

Existem várias pesquisas que utilizaram o SIG na avaliação da influência do uso do solo na qualidade da água em uma bacia hidrográfica: na análise, por meio do SIG, da dinâmica do nitrogênio e do fósforo em águas fluviais de uma bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no sudeste do Brasil (ALVIM, 2016); no estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil, utilizando-se modelagem espacialmente distribuída em SIG (LIMA et al., 2016); por meio da modelagem hidrológica *soil and water assessment tool* (Swat), ferramenta do SIG ArcGIS, simulando-se os efeitos do manejo consciente de fertilizante fosfatado na qualidade da água, incluindo-se o efeito do tempo de aplicação, o escoamento superficial, a quantidade de aplicação e o método de aplicação do fertilizante (COLLICK et al., 2016).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1.1 Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Uberabinha (Figura 1), localizado na porção sudoeste do estado de Minas Gerais, na mesorregião do Triângulo Mineiro, entre as coordenadas UTM 7913403 m Oeste e 818839 m Sul, 7857597 m Leste e 760892 m Norte. Possui 2.189.260.000 m², abrangendo parte dos municípios de Uberaba, Uberlândia e Tupaciguara.

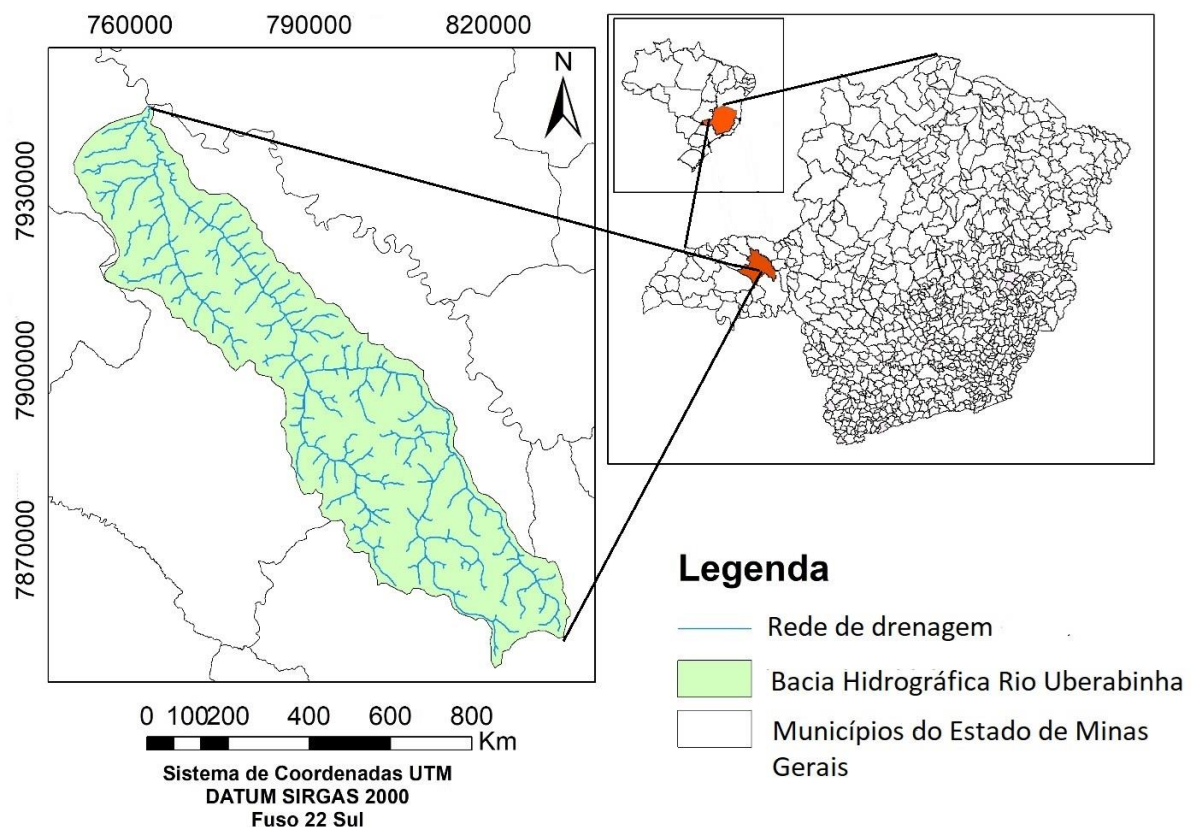


Figura 1. Local da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

3.1.2 Caracterização Física

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, mesotérmico, com chuvas (média de 1.600 mm anuais) concentradas no verão e inverno seco (ROSA, 1991).

A geologia predominante é representada pelos arenitos das formações Marília e Botucatu e pelos basaltos da formação Serra Geral. A região está inserida na

bacia sedimentar do Paraná, e as principais litologias são de idade mesozoica (ROSOLEN et al., 2009).

Os principais solos são os lateríticos, com argilas de baixa atividade, como caulinita, óxidos de ferro (hematita) e de alumínio (gibbsita), baixo pH e teor de carbono, exceto nas áreas de veredas, com solos hidromórficos (NISHYIAMA & BACCARO, 1989).

A cobertura vegetal natural é formada por cerrados e penetrada por florestas-galeria ao domínio dos chapadões (AB'SABER, 1971).

A caracterização da bacia do rio Uberabinha foi realizada por meio dos mapas de solos, de declividade e hipsométrico, apresentando a menor altitude com 540 m em sua foz, e a maior altitude com 990 m na nascente.

Os dados referentes aos tipos de solos foram obtidos do Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais, disponibilizado na escala de 1:650.000, no formato *raster* (UFV/CETEC/UFLA/FEAM, 2010). Para complementar a análise entre fatores físicos e a qualidade da água do recurso hídrico, foram selecionadas seis classes de solos na área da bacia, a saber: argissolo vermelho-amarelo eutrófico, cambissolo háplico eutrófico, gleissolo melânico distrófico, latossolo vermelho eutrófico, latossolo vermelho distrófico e latossolo vermelho-amarelo distrófico.

Para a delimitação da bacia hidrográfica, das sub-bacias de contribuição, assim como para a extração das características topográficas, foi utilizado um modelo digital de elevação (MDE) no SIG, disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2010) com resolução espacial de 30 m × 30 m. Além disso, para estudar o impacto das características topográficas sobre a relação entre tipo de uso da terra e qualidade da água, seis categorias de declive foram extraídas do MDE, segundo a classificação da Embrapa (1999): plano (0-3 %), suave ondulado (3-8 %), ondulado (8-20 %), forte ondulado (20-45 %), montanhoso (45-75 %), escarpado (75-100 %). Estas seis classes de declive foram consideradas para a análise das áreas de declive e uso do solo e qualidade da água.

3.1.3 Uso do Solo

O mapeamento das classes de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Uberabinha foi elaborado na escala de 1:250.000. Foram utilizadas duas imagens do sensor Operational Land Imager (OLI), ortorretificadas do satélite Landsat 8, relativas às cenas 220/073 e 221/073, com resolução radiométrica de 16 bits. A área imageada de cada cena é de 170 km por 183 km, com resolução espacial de 30 m, datum SIRGAS 2000, datadas de agosto de 2018 (período da estiagem) e obtidas do United States Geological Survey (USGS). A imagem foi recortada pela máscara, na extensão *shapefile* da área de estudo. A composição das imagens foi realizada no *software* ArcGIS 10.5, utilizando-se as bandas 5, 4 e 3 na composição RGB, por meio da ferramenta *composite bands*. Foi realizado o mosaico das cenas com a ferramenta *mosaic to new raster*, presente no módulo *arctoolbox* do ArcGis. O processo de interpretação e classificação da imagem de 2018 foi o visual. Foram identificadas seis classes de uso do solo e determinados os pesos para cada uma: 0 para infraestrutura; 0 para hidrografia; 1 para agricultura; 2 para pastagem; 4 para silvicultura; e 4 para mata nativa.

3.1.4 Mapa de Aptidão Agrícola

Foi obtido o mapa de aptidão agrícola das terras do Triângulo Mineiro, elaborado na escala de 1:500000 pela Embrapa Solos no ano de 2019. As classes de aptidão agrícola foram adaptadas para este estudo com os seguintes pesos: 0 para área urbana; 1 para terras que apresentam classe de aptidão boa para o sistema de manejo A, B e C; e 2 para terras inaptas para lavoura sob o sistema de manejo A, porém com classe de aptidão regular sob o sistema de manejo B e C.

3.1.5 Mapa de Conflito de Uso do Solo

A combinação das informações dos mapas de aptidão agrícola com o uso do solo da bacia hidrográfica do rio Uberabinha e seus respectivos pesos foi operacionalizada por meio da ferramenta *intersect* do ArcGis, o que resultou no mapa de conflito de uso do solo.

Neste trabalho foi adotada a metodologia de conflito de uso do solo proposta por Valle Junior et al. (2013), em que a aptidão agrícola menos o uso do solo da bacia hidrográfica do rio Uberabinha resulta em conflito de uso do solo.

Dessa forma, tem-se a composição das classes com os seguintes pesos de conflito do uso do solo da bacia hidrográfica do rio Uberabinha: 0 para ausência de conflito de uso do solo; e 1 para a presença de conflito de uso do solo. Posteriormente, foi definido o critério para estabelecer a área de contribuição para cada ponto de coleta da água, no caso para o PB 022 e PB 023.

Neste estudo, o critério de contribuição da área em torno dos pontos de coleta da água adotado foi o comprimento médio de rampa, com 300 m, da bacia do rio Uberabinha, de acordo com (VILLELA & MATTOS, 1975). Para gerar a área de contribuição em torno dos pontos de coleta da água foi utilizada a ferramenta *buffer* do *software ArcGis*.

As etapas desenvolvidas neste trabalho estão apresentadas esquematicamente no fluxograma da Figura 2.

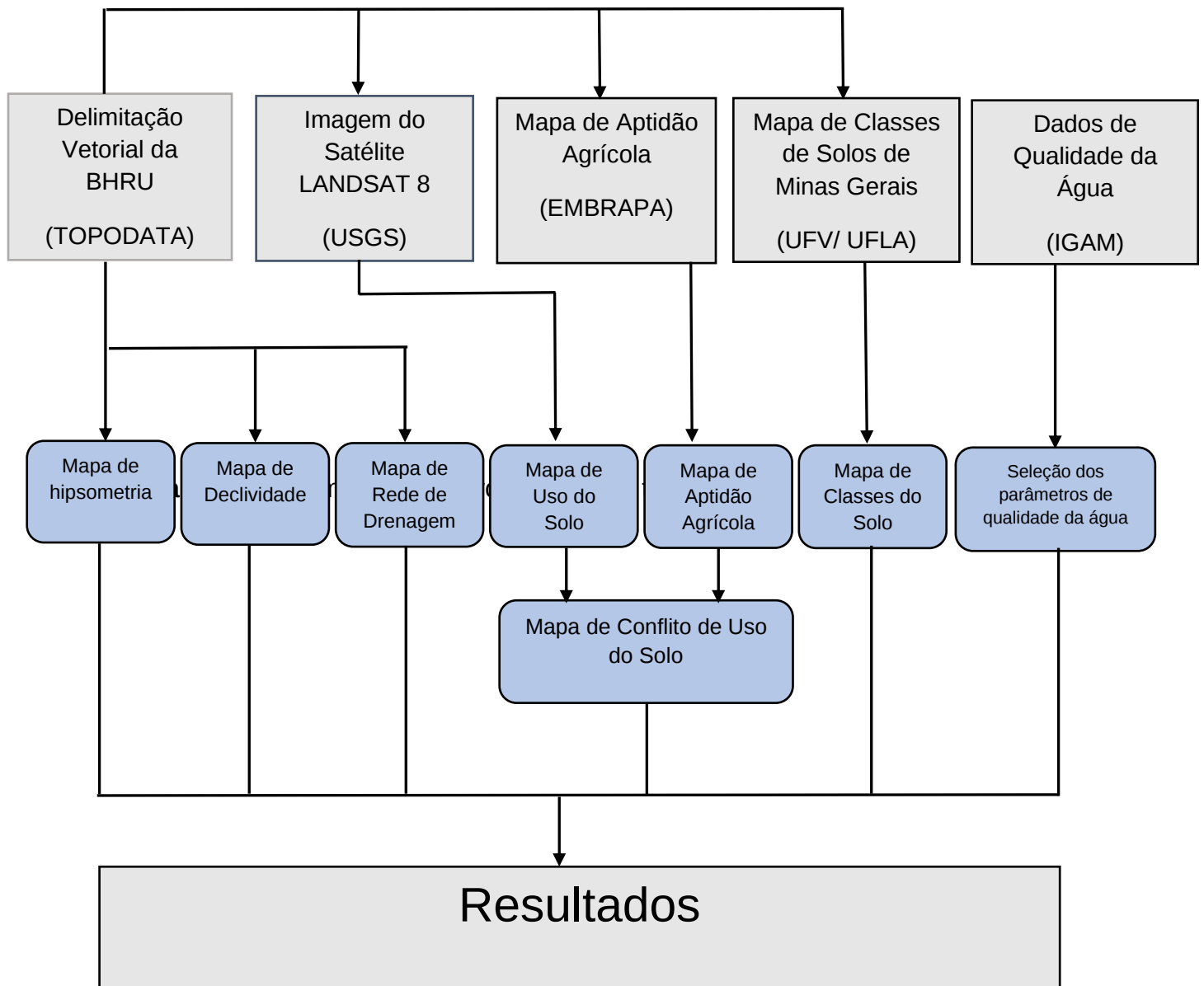


Figura 2. Fluxograma de desenvolvimento do trabalho.

3.1.6 Qualidade da Água

Para a análise da qualidade da água da bacia do rio Uberabinha, foram selecionados dois pontos de amostragem: PB 022, localizado antes da cidade de Uberlândia/MG; e PB 023, localizado após a cidade de Uberlândia/MG, por meio de estações de monitoramento de qualidade da água do IGAM entre 2012 e 2018.

A metodologia de coleta do material e análise dos parâmetros seguiu o guia de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Os limites legais de qualidade das águas utilizadas estão estabelecidos na Portaria MS nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, e na Resolução Conama nº 357/2005.

3.1.7 Análise Estatística

Foram estimados a média, o erro-padrão e o intervalo de confiança (95 %) para cada parâmetro de qualidade da água referentes ao período de coleta dos dados entre os anos de 2012 e 2018.

Foi calculado o coeficiente de correlação linear de Pearson, com o propósito de entender como as variáveis de qualidade da água estão associadas entre si.

Foi executada a análise estatística univariada (Anova), a fim de se identificar o contraste dos parâmetros de qualidade da água entre os dois pontos de amostragem.

Em relação à análise estatística multivariada, foi aplicada a análise de componentes principais (ACP). Sendo assim, o conjunto inicial com dez variáveis de qualidade da água passou a ser caracterizado por duas novas variáveis ortogonais que mais contribuíram para a variabilidade dos dados. Isso possibilitou a sua localização em figuras bidimensionais (ordenação dos acessos por componentes principais).

Na sequência, foram processadas a análise de variância multivariada (Manova) e a posterior análise dos contrastes especificados, com o objetivo de verificar se existe diferença significativa entre os pontos de amostragem da qualidade da água (PB 022 e PB 023).

Também foi elaborada a análise de agrupamento hierárquica (dendrograma), de modo que foi calculada a distância euclidiana para os dois grupos hierárquicos

referentes aos pontos de coleta da água PB 022 e PB 023. Para a obtenção dos agrupamentos de acessos similares, foi utilizado o algoritmo de Ward.

Para todas as análises estatísticas descritas acima, foram utilizados os *softwares* R, versão 4.0.3 (2019), e SAS, versão 9.1.3 (2007).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 mostra os valores anuais médios de precipitação no mês de agosto do município de Uberlândia, dados obtidos da estação A507 do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020).

Tabela 1. Valores anuais médios de precipitação pluviométrica no mês de agosto do município de Uberlândia.

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
mm	0	7	2	0	45,2	0	6,3

O mapa hipsométrico mostra uma amplitude com 450 m. Pode-se observar que a parte mais alta da bacia está localizada na direção sudeste, e a mais baixa, no noroeste (Figura 2).

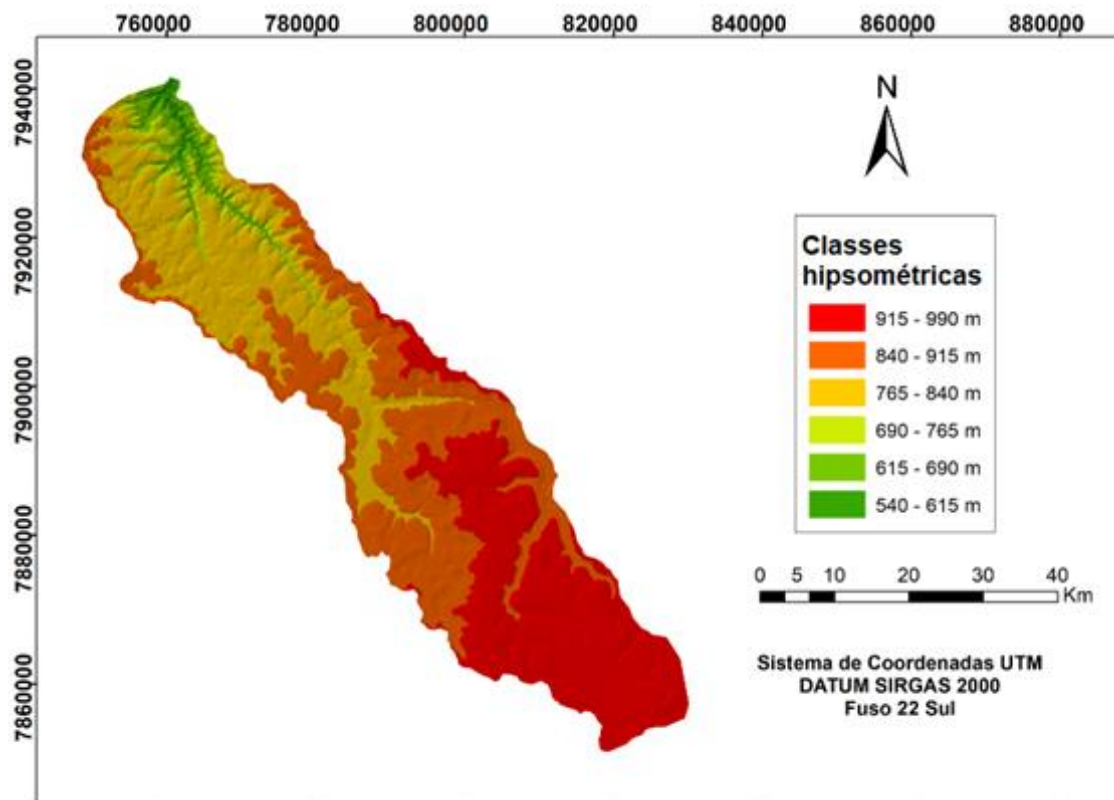


Figura 2. Mapa hipsométrico da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

O mapa de declividade (Figura 3) mostra as classes de declividade presentes na bacia. Destacam-se as classes com maior área ocupada, sendo a primeira classe a de 3,1-8 % (suave ondulado), ocupando 48,47 % da área total da bacia, e, em segundo lugar, a classe de declividade de 0-3 % (plana), com 33,26 % da área total da bacia. Estas duas classes de declividade ocupam 81,73 % da área total da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

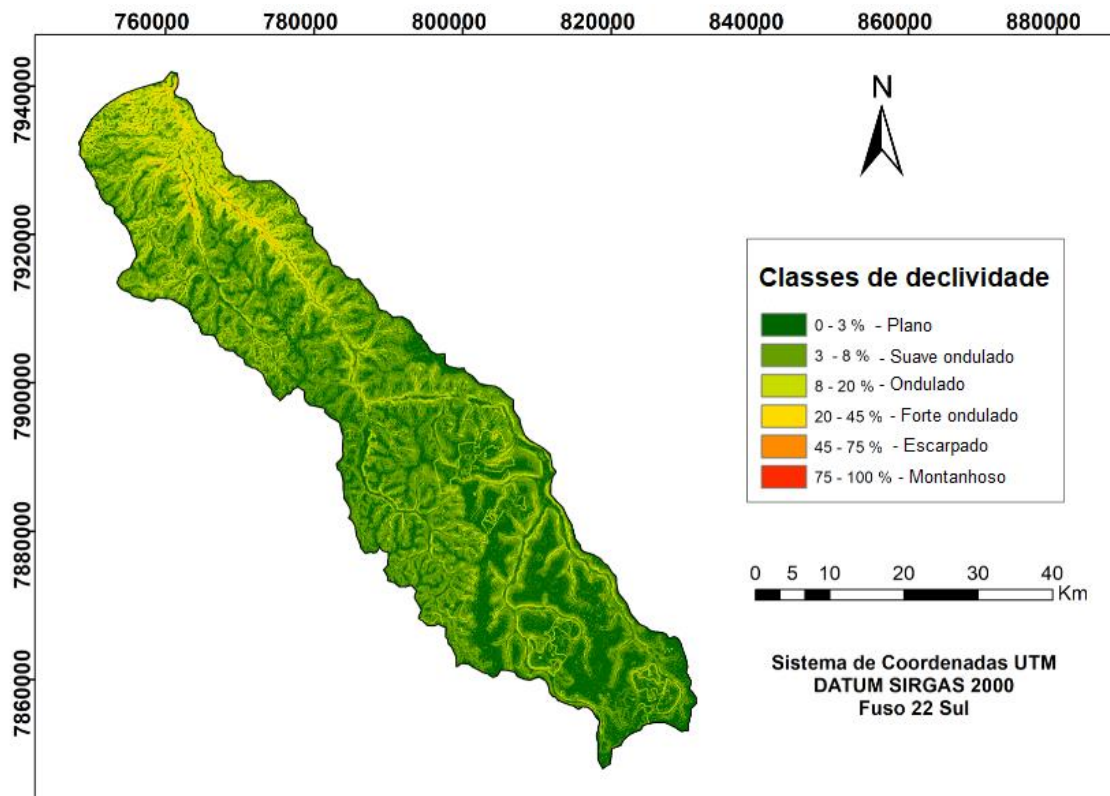


Figura 3. Mapa de declividade da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

Para o manejo de bacia hidrográfica, a declividade é um fator de grande importância, pois influencia diretamente o tempo de duração do escoamento superficial e o tempo de concentração da precipitação na rede de drenagem (VILLELA & MATTOS, 1975). Desse modo, uma bacia com maior declividade tem maior velocidade de escoamento superficial e, com isso, maior potencial erosivo do solo e maior tendência nos picos de enchentes.

Existem seis classes de solos na bacia do rio Uberabinha (Figura 4), de acordo com o Mapeamento de Solos do Estado de Minas Gerais, disponibilizado na escala de 1:650.000 (UFV, 2010). A classe latossolo vermelho distrófico ocupa a

maior área da bacia, com 61,81 % da área total. Em segundo lugar, a classe latossolo vermelho-amarelo distrófico, com 27,59 % da área total, seguida das classes gleissolo melânico distrófico, com 5,76 %, e latossolo vermelho eutrófico, com 2,74 %. O cambissolo háplico eutrófico ocupa 1,45 % da área, e, por fim, a classe argissolo vermelho-amarelo eutrófico representa 0,67 % da área total da bacia.

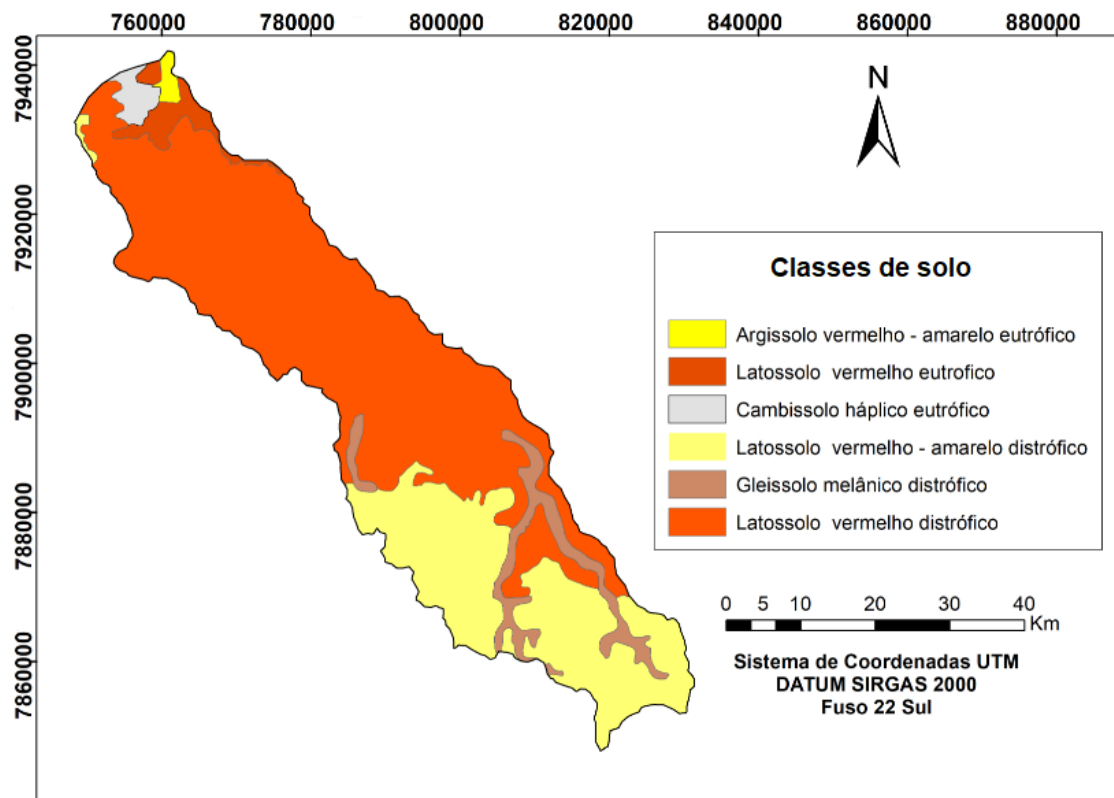


Figura 4. Mapa das classes de solo da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

A Figura 5 mostra a espacialização total do uso do solo na bacia hidrográfica do rio Uberabinha. O uso do solo da bacia em relação à área de contribuição dos pontos PB 022 e PB 023 pode ser visualizado nas Figuras 6 e 7, respectivamente.

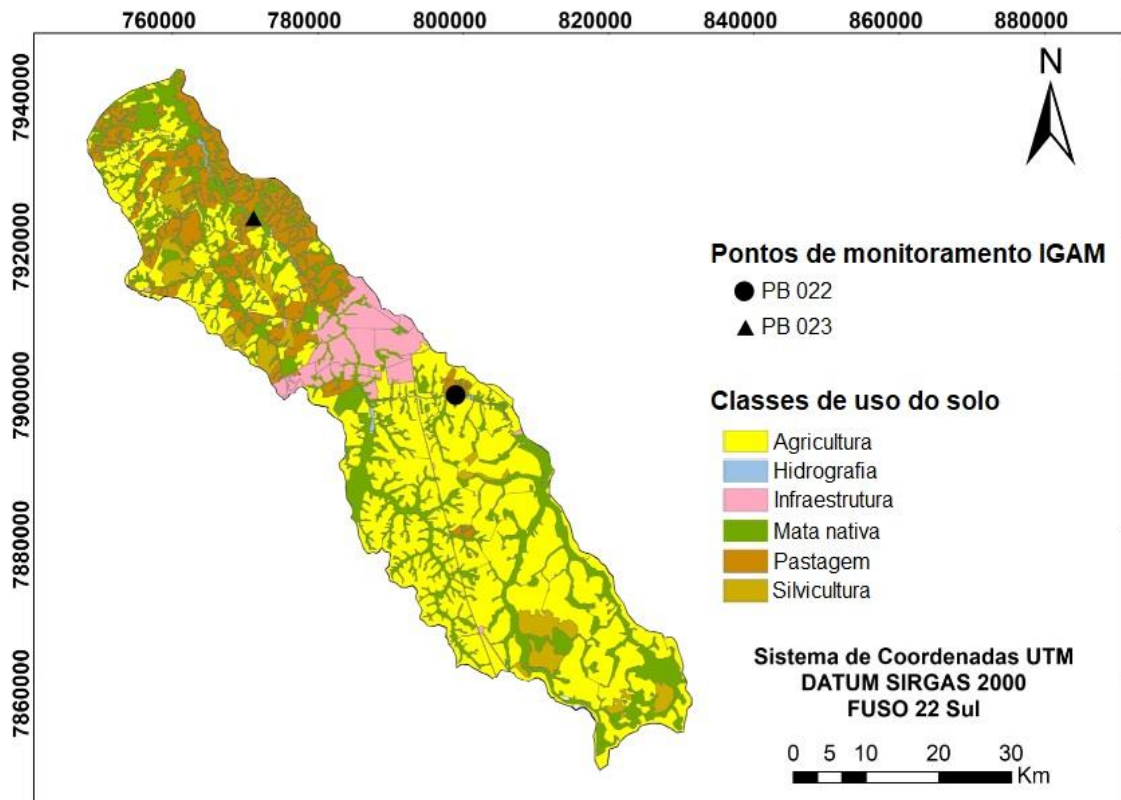


Figura 5. Mapa de uso e cobertura do solo da área total da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

A Figura 6 mostra o mapa de aptidão agrícola da bacia hidrográfica do rio Uberabinha, podendo-se observar que a classe peso 2 (terra inapta) ocupa a maior parte da área da bacia, o que demanda maiores cuidados no uso do solo, a fim de se evitar a degradação ambiental. Quando não se respeita a aptidão agrícola, gera-se o conflito de uso do solo, o que impacta a qualidade hídrica e do solo, com a redução de matéria orgânica e de nutrientes.

A outra classe identificada foi a peso 1 (aptidão boa), presente em uma menor área e concentrada na parte noroeste da bacia do rio Uberabinha, abrangendo a área de contribuição do ponto de coleta da água PB 023 (Figura 6).

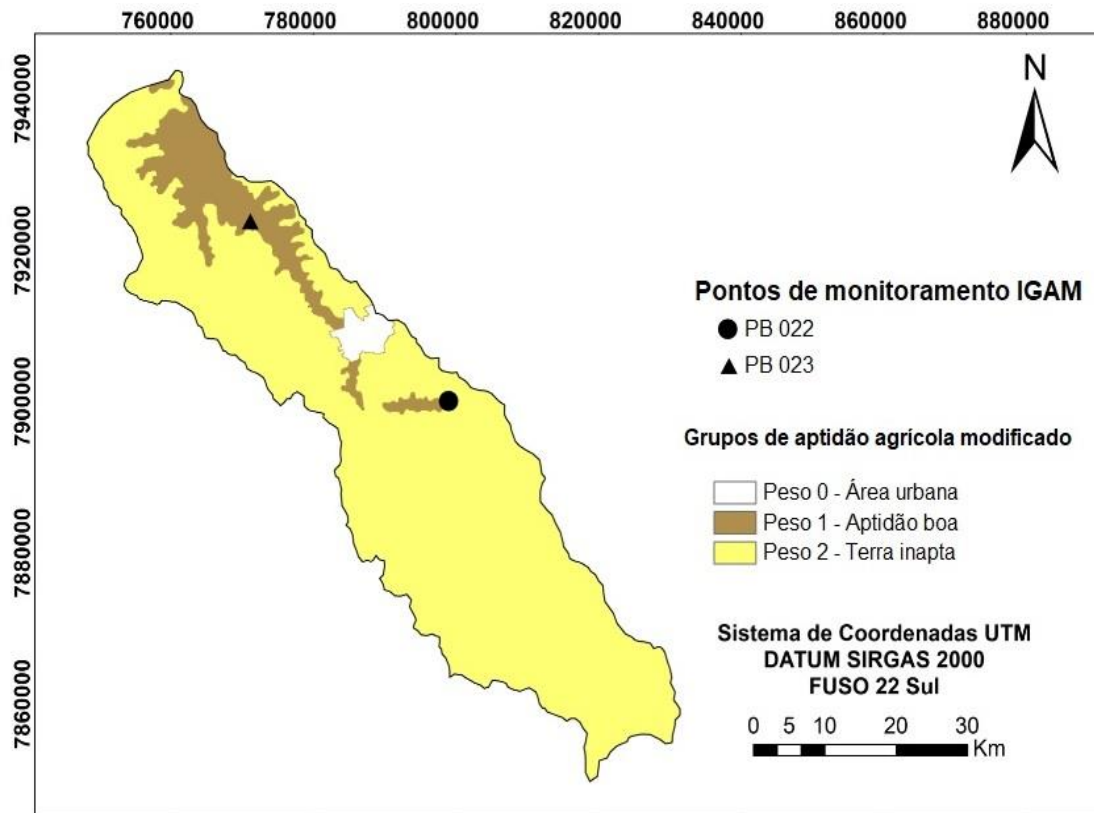


Figura 6. Mapa de aptidão agrícola da bacia hidrográfica do rio Uberabinha (Adaptado de EMBRAPA, 2019).

Observe-se que a classe classificada como peso 1 (presença de conflito de uso do solo) está presente na maior da parte da área da bacia do rio Uberabinha, enquanto a classe peso 0 (ausência de conflito de uso do solo) ocupou uma menor área da bacia (Figura 7).

Foi gerado um *buffer* de 300 m de raio, de acordo com o comprimento de rampa da bacia, na área de contribuição para os pontos de coleta de água, a fim de se verificar a existência ou não de conflito de uso do solo.

Ao avaliar a área de contribuição entre o uso do solo e o conflito de uso do solo em um raio de 300 m para o ponto de coleta da água PB 022, foi observado que, de um total de 282.700 m², correspondente à área do diâmetro de 300 m, há uma área de 171.000 m² (60,48 %) com presença de conflito do uso do solo (Figura 7). A área de contribuição no entorno do ponto PB 022 apresenta conflito de uso do solo, pois é classificada como terra inapta para a agricultura, de acordo com o mapa de aptidão agrícola (Figura 6), mas atualmente é usada para agricultura (Figura 5). A

declividade na área de contribuição no entorno do ponto PB 022 foi de 3,67 %, classificada como suave ondulado (Figura 3), de modo que pouco influencia na contaminação da água encontrada no ponto PB 022 (Tabela 3 até a Tabela 12), apesar de haver conflito de uso do solo nesse ponto (Figura 7).

No PB 023 de um total de 282.700 m², correspondente a área com diâmetro de 300 m, há uma área de 10.800 m² (3,82 %) com conflito classe 1. Sendo assim, praticamente não há conflito de uso do solo no entorno do PB 023. A interferência maior na qualidade da água nesse ponto é oriunda da classe de uso do solo denominada infraestrutura e não por causa da aptidão agrícola (Figura 6). Outra variável a ser destacada é a declividade na área de contribuição do ponto PB 023, que foi de 25,29 %, classificada como forte ondulada (Figura 3), de modo que, se houvesse um maior conflito de uso do solo no entorno do PB 023, a contaminação da água seria maior.

Cabe ressaltar, que a área de contribuição para o ponto PB 023 é propícia para a pastagem, de acordo com o mapa de aptidão agrícola (Figura 6). Atualmente, a pastagem faz o uso desse solo (Figura 5). Assim, praticamente não há conflito de uso do solo na área de contribuição desse ponto (Figura 7) e, portanto, a contaminação da água identificada é originada pela cidade de Uberlândia.

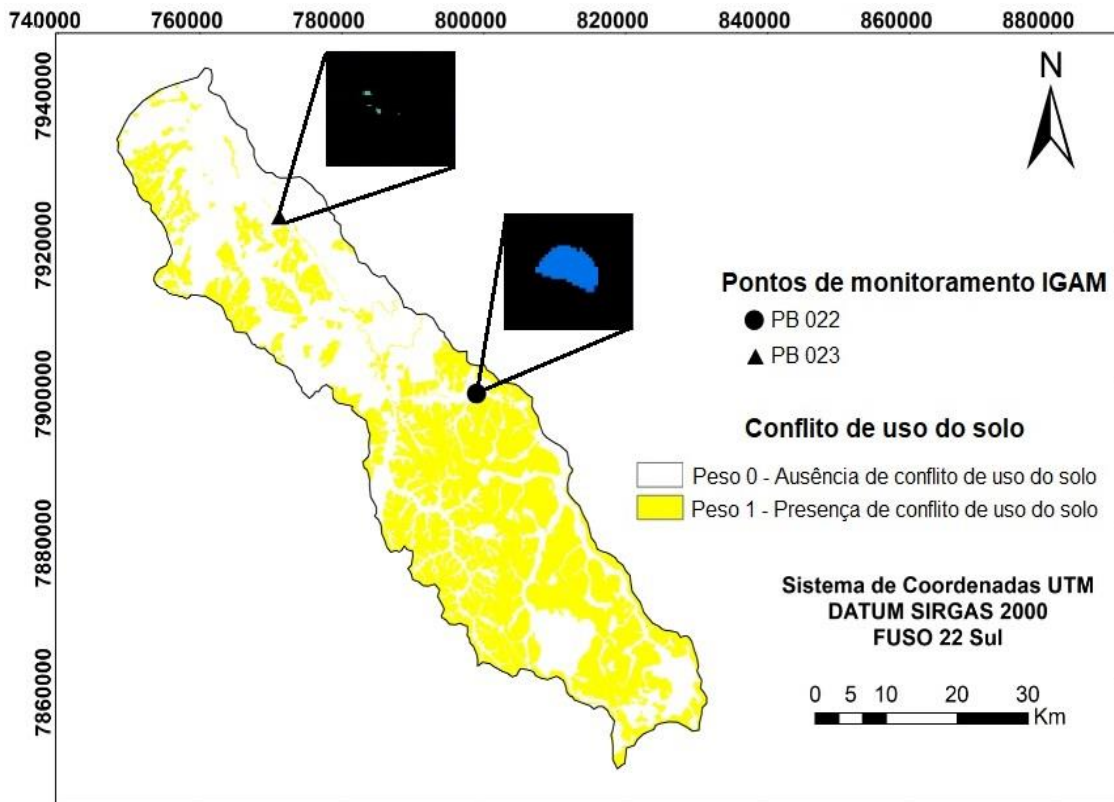


Figura 7. Mapa de conflito de uso do solo com destaque para a área de contribuição para cada ponto de coleta da água da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

Na Tabela 2, é possível verificarem-se as classes de uso do solo e áreas ocupadas da bacia hidrográfica do rio Uberabinha, mensuradas em metros quadrados (m^2) e percentual da área total ocupada, de acordo com a área de contribuição dos pontos PB 022 e PB 023.

Tabela 2. Classes de uso do solo e áreas ocupadas na bacia hidrográfica do rio Uberabinha de acordo com a área de contribuição do ponto PB 022 e do ponto PB 023.

Classes de uso do solo	PB 022	PB 022	PB 023	PB 023
	Área (m ²)	% da área	Área (m ²)	% da área
Infraestrutura	5250700	0,72	143932900	9,86
Agricultura	501960000	68,83	571420000	39,14
Pastagem	9950000	1,37	272268600	18,65
Silvicultura	53586400	7,35	56003600	3,84
Hidrografia	2332100	0,32	8799300	0,60
Mata nativa	156237600	21,42	407502800	27,91
Total	729332800	100	1459927200	100

Em relação ao uso do solo pela agricultura, é de conhecimento que o aumento da produção agrícola foi alcançado principalmente por meio do intenso uso de insumos, como os fertilizantes químicos (FAO, 2017).

A pastagem degradada sem diversidade ecológica e a má cobertura vegetativa deixam o solo exposto. O resultado é a formação de processo erosivo do solo, contaminação da água e assoreamento da rede de drenagem (HANCOCK et al., 2020).

O uso do solo por infraestrutura, mais específico por cidade, tem uma consequência negativa para a bacia hidrográfica, já que aumenta o processo de impermeabilização do solo e também a contaminação da rede de drenagem (BARILARI et al., 2020).

A silvicultura, ao substituir áreas ocupadas por agricultura ou pastagens, tem um efeito benéfico na qualidade da água, já que evita a contaminação por fertilizantes e estrume de animais (DUFFY et al., 2020).

Os valores de coliformes totais (CT) do ponto de análise da água PB 022 são menores em todo o período analisado, quando comparados com os do ponto PB 023 (Tabela 3). Destaque-se que os valores encontrados, na maior parte do tempo analisado e para ambos os pontos, estão acima do limite estabelecido pela Resolução Conama nº 357/2005, de no máximo 1.000 NMP/100 ml de água.

A concentração de coliformes totais é maior no PB 023, devido ao uso do solo pela classe infraestrutura, ou seja, pela cidade de Uberlândia, de acordo com a Figura 5. Os coliformes totais têm uma correlação positiva de moderada a forte com outras características usadas para avaliar a qualidade da água, como o carbono orgânico dissolvido com $r = 0,52$ e o nitrogênio total com $r = 0,73$, de acordo com (BADGLEY et al., 2019).

Tabela 3. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável CT (NMP/100 ml).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	24000	700	1664	5475	3875	4200	4884	6399,71	3005,98	493,53 - 12.276,75	1000
Ponto 023	160000	160000	54750	241960	200040	230500	24196	153063,71	31800,87	90.735,15 - 215.392,30	

A concentração de DBO na água nos anos de 2017 e 2018 no ponto PB 022 foi maior do que o estabelecido pelo limite do Conama (máximo 5 mg/L de O₂). Isto significa que houve uma maior descarga de efluentes orgânicos no rio Uberabinha (Tabela 4).

Já no ponto PB 023, a concentração de DBO também ficou acima do estabelecido, porém com uma concentração maior do que a encontrada no PB 022 (Tabela 4).

Ao se estudar a concentração da DBO na água do maior rio do Irã, o Karoon, foi observado o lançamento de efluentes orgânicos no rio por diversas classes de uso do solo: fazendas, cidades e, principalmente, centros industriais. Com isso, a concentração de DBO encontrada na água variou de 6,27 a 18.000 mg/L (FARHADIAN et al., 2019).

Tabela 4. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável DBO (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	2	2	2	2	2	7	13	4,28	1,61	1,12 - 7,44	< 5
Ponto 023	3,70	4,80	12	12	10	5,50	36	12	4,21	3,75 - 20,24	

Segundo a Portaria MS nº 2.914/2011, os rios devem apresentar uma concentração máxima de *Escherichia coli* (EC) de 0 mg/L. No ponto PB 022, a concentração de EC foi superior ao estabelecido pela legislação em todo o período analisado (Tabela 5). Do mesmo modo, no ponto PB 023, a concentração foi superior ao estabelecido em relação ao ponto PB 022, com destaque para o ano de 2016 (Tabela 5), pelo fato de ter ocorrido uma precipitação pluviométrica no mês de agosto na área (Tabela 1). Segundo Barros et al. (1999), a presença de *Escherichia coli* em alta concentração na água teve como origem as descargas de esgotos domésticos em córregos e açudes.

Tabela 5. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável EC (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores do Ministério da Saúde
Ponto 022	490	170	226	174	326	240	160	255,14	44,76	167,41 - 342,86	0
Ponto 023	4500	4900	12230	18817	24196	2187	6131	10423	3144,38	4.260,13 - 16.585,87	

O oxigênio dissolvido (OD) no ponto PB 022 em todos os anos analisados apresentou uma maior concentração em relação ao limite mínimo estabelecido pelo Conama, de 5 mg/L de O₂ (Tabela 6), o que pode ser justificado pelo fato de o solo, na maior parte ao longo da rede de drenagem, ser ocupado pela mata nativa (Figura 6).

A concentração de oxigênio dissolvido no PB 023 foi menor do que a do ponto PB 022 para todo o período analisado. O uso do solo por pastagem e infraestrutura na maior parte dessa região da bacia hidrográfica teve influência em uma menor quantidade de oxigênio dissolvido na água no ponto PB 023 (Figura 5).

Uma menor quantidade de oxigênio dissolvido na água, ocorre devido à decomposição da DBO por bactérias que, no processo, consomem oxigênio. Ao mesmo tempo, o nitrogênio orgânico é convertido em amônia, que passa por

nitrificação e também consome oxigênio. Ambos os processos diminuem a concentração de oxigênio, o que pode criar um déficit. Assim, o nível de oxigênio resultante na água está relacionado ao equilíbrio entre esses mecanismos (PILOTTI et al., 2019).

Tabela 6. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável OD (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	7	8	7,60	7,80	7,10	7,20	7,40	7,44	0,14	7,16 - 7,71	> 5
Ponto 023	5,30	6,70	6,40	5,90	5,50	5,70	6	5,92	0,19	5,56 - 6,29	

A análise do pH nos pontos PB 022 e PB 023 está de acordo com o limite estabelecido pelo Conama para todos os anos analisados. (Tabela 7).

Tabela 7. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável pH (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	6,40	5,70	5,80	7,40	6,10	5,90	6,30	6,22	0,22	5,80 - 6,65	6 a 9
Ponto 023	7,40	7,10	7,30	6,70	7,30	7,10	6,90	7,11	0,09	6,93 - 7,11	

A concentração de sulfeto total na água no ponto PB 022 (Tabela 8) foi superior ao limite estabelecido pelo Conama para todos os anos. Esse resultado pode estar relacionado com a formação geológica da bacia hidrográfica, constituída de rocha ígnea, como o basalto, que possui em sua composição mineralógica o sulfeto. Ao realizar investigações isotópicas de enxofre e oxigênio em seis minas da Coreia do Sul, a concentração de sulfeto ocorreu nas águas superficiais e subterrâneas, em razão da presença da rocha granito, do grupo de rochas ígneas (KIM et al., 2019).

A concentração de sulfeto total no ponto PB 023 (Tabela 8) foi superior ao estabelecido pelo Conama em todos os anos e maior do que o valor encontrado no ponto PB 022. Isto pode ser devido ao tratamento de efluentes, ao processo de remoção de gases ácidos e a fermentações industriais. Isso gera mau cheiro no ar e na água, intoxicação humana e corrosão do concreto da rede coletora de esgoto, já que o sulfeto é oxidado a ácido sulfúrico.

Ao avaliar a água residuária proveniente de uma indústria, foi verificada alta concentração de sulfeto, e os métodos tradicionais de tratamento desses efluentes são ineficientes na redução dessa substância para níveis seguros (CALIARI et al., 2019).

Tabela 8. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável Sulf (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	-	-	0,002
Ponto 023	0,04	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	-	-	

As concentrações de nitrato no ponto PB 022 (Tabela 9) foram baixas em todos os anos analisados. Essa área da bacia é cultivada, em sua maior parte, com soja e, dessa forma, o nitrogênio é fornecido pela fixação biológica, o que pode justificar os resultados. A agricultura atual, que demanda fertilizantes químicos, é insustentável, por causa de seus efeitos adversos no ambiente global.

O suprimento biológico de N mediado por atividade microbiana para as plantas é uma solução econômica e prontamente disponível, replicável e rentável em larga escala. Além disso, o N tem potencial para influenciar os sumidouros de carbono biológico dos gases do efeito estufa (KHAN et al., 2020).

A concentração de nitrato no ponto PB 023 (Tabela 9) ficou abaixo do limite estabelecido pelo Conama. Isto se deve ao fato de a área, nesse trecho do rio, ser ocupada por pastagem. Ao se estudarem a origem e o destino do escoamento de nitratos na bacia hidrográfica do lago Soyang, o principal reservatório de água potável para a metrópole de 20 milhões de pessoas em Seul, na Coreia do Sul, observou-se que a lixiviação de nitrato em direção ao lago Soyang ocorreu devido à nitrificação microbiana, que tem como base a aplicação de fertilizantes nitrogenados e a matéria orgânica em terras agrícolas (PARRA SUÁREZ et al., 2019).

Tabela 9. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável NO₃ (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	0,20	0,32	0,10	0,10	0,10	0,10	0,07	0,14	0,03	0,07 - 0,20	10
Ponto 023	1,33	0,91	0,55	0,52	0,2	0,21	0,18	0,55	0,12	0,19 - 0,65	

Em relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, no ponto PB 022, a concentração, em todos os anos, ficou abaixo do limite estabelecido pelo Conama, de 3,70 mg/L de água (Tabela 10). A baixa concentração de nitrogênio amoniacal na água, em que a classe predominante de uso do solo é a agricultura (Figura 5), pode ser devido ao cultivo de soja em grande parte da bacia hidrográfica do rio Uberabinha, que é área plana (Figura 3).

Entretanto, no ponto PB 023, a concentração de nitrogênio amoniacal na água foi muito alta, se comparada com a do PB 022 e com a legislação do Conama na maior parte do período analisado (Tabela 10), de modo que as variáveis precipitação pluviométrica, declividade, hipsometria não tiveram influência na concentração de nitrogênio amoniacal na água. Entretanto, a classe de uso do solo infraestrutura teve influência direta na alta concentração de nitrogênio amoniacal na água.

Resultado semelhante foi encontrado por Souza Filho et al. (2020), ao estudar o uso da terra na microbacia do rio Mindu, em Manaus/AM. Os autores observaram que a alta concentração de nitrogênio amoniacal na água estava relacionada ao lançamento de resíduos domésticos e industriais no leito do igarapé, haja vista que a presença de nitrogênio na forma amoniacal é oriunda de excretas nitrogenadas.

Tabela 10. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável N.NH₃ (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	0,13	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	-	-	3,70
Ponto 023	10	9,86	9,55	0,87	0,39	6,33	12	7	1,76	3,54 - 10,45	

As substâncias tensoativas (Sub.T) ficaram abaixo do limite estabelecido pelo Conama, de 0,5 mg/L na água, no ponto PB 022 durante todo o tempo (Tabela 11). Contudo, no ponto PB 023, a concentração de substâncias tensoativas (Tabela 11) ficou acima do limite entre os anos de 2013 e 2016, devido ao uso do solo pela classe infraestrutura (Figura 5).

Os surfactantes, ou substâncias tensoativas, são compostos químicos utilizados em diferentes aplicações industriais e domésticas, a fim de misturar substâncias imiscíveis. Para isso, torna-se necessário o desenvolvimento de

tecnologias de remoção de surfactantes da água residuária em razão de altas concentrações de surfactantes encontradas (VARÃO et al., 2019).

Tabela 11. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável Sub.T (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	-	-	0,50
Ponto 023	0,45	0,76	0,61	0,76	0,69	0,31	0,47	0,57	0,17	0,62 - 1,31	

O fósforo total ficou abaixo do limite estabelecido pelo Conama, de 0,10 mg/L de água, para todos os anos analisados no ponto PB 022 (Tabela 12). De acordo com a mapa de declividade (Figura 3), a maior parte da área da bacia tem relevo plano e suave ondulado. Sendo assim, após a precipitação pluviométrica ou irrigação de uma cultura agrícola, o escoamento superficial é bem menor do que o de uma área com relevo mais íngreme.

Resultado diferente foi obtido por Pinheiro et al. (2013) ao quantificar, em área agrícola, as concentrações e cargas transportadas de fosfato na bacia do ribeirão Concórdia, localizada no município de Lontras, Santa Catarina. O resultado mostrou que as concentrações de fosfato tanto por escoamento superficial quanto por drenagem no solo foram superiores aos padrões da Resolução Conama nº 357/2005.

Por outro lado, no ponto PB 023, a concentração de fósforo total foi superior ao limite do Conama para todos os anos (Tabela 12). Embora o relevo seja suave ondulado e plano (Figura 3), o uso do solo pela cidade de Uberlândia (infraestrutura) (Figura 5) teve influência a alta concentração.

Tabela 12. Valores e estatísticas descritivas e valor tolerável da variável P (mg/L).

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Média	Erro padrão	Intervalo de Confiança (95%)	Valores da CONAMA
Ponto 022	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	-	-	0,10
Ponto 023	0,45	0,76	0,61	0,76	0,69	0,31	0,47	0,57	0,07	0,45 - 0,70	

Para entender como as variáveis estão associadas entre si e seus valores de significância de acordo com o teste t de *Student*, foi calculado o coeficiente de correlação linear de Pearson (Tabela 13).

Com base na correlação apresentada, CT e OD apresentaram uma correlação linear negativa forte e significativa (-0,79965). Isso significa que, à medida que CT aumenta, OD diminui (Tabela 13). Assim, à medida que aumenta a concentração de esgoto sanitário, isto é, a concentração de CT, a concentração de OD diminui na água (GURGEL et al., 2020).

Ao se observarem as correlações entre os parâmetros CT e fósforo (P), verificou-se uma relação linear positiva forte e significativa. Com isso, à medida que CT aumenta, P também aumenta (Tabela 13). De forma prática, o aumento da concentração da matéria orgânica oriundo do despejo de efluentes na água vai aumentar a concentração de fósforo juntamente com os coliformes totais, sinal claro de contaminação, o que resulta na eutrofização da água (QUEIROZ et al., 2020).

Entre os parâmetros EC e P ocorreu uma correlação linear positiva forte e significativa (Tabela 13). O aumento da concentração de EC e P é um indicativo de contaminação da água. Essa relação deve-se ao fato de o fósforo estar dissolvido nas frações mais finas do solo, principalmente nas argilas, tal como a *Escherichia coli*, por ser uma bactéria Gram-positiva (BARREIRAS et al., 2020). Assim, tanto a *Escherichia coli* quanto o fósforo, por estarem dissolvidos nas frações mais finas do solo, são mais facilmente transportados, o que explica a relação positiva entre eles (CASSOL et al., 2020). Além disso, a *Escherichia coli* é um indicador de contaminação fecal de águas e, por isso, é considerada uma variável microbiológica da qualidade da água (MUNIZ et al., 2020).

A correlação entre OD e os indicadores de contaminação da água foi significativa e negativa: à medida que aumenta a concentração de OD, diminui a concentração de N.NH₃, a Sub.T e o P (Tabela 13).

Tabela 13. Avaliação do coeficiente de correlação linear de Pearson entre as variáveis de qualidade da água e seus valores de significância de acordo com o teste t de *Student*.

Parâmetro	CT	DBO	EC	OD	pH	Sulf	NO ₃	N.NH ₃	Sub.T	P
CT	100,000	0,01204	0,65495	-0,79965	0,57236	0,49062	0,49069	0,30038	0,49919	0,77030
		0,9674	0,0110	0,0006	0,0324	0,0749	0,0748	0,2967	0,0692	0,0013
DBO		100,000	0,31424	-0,37139	0,20876	-0,10939	-0,11102	0,49580	0,40292	0,37464
			0,2739	0,1911	0,4738	0,7097	0,7055	0,0714	0,1532	0,1869
EC			100,000	-0,65155	0,48170	0,17002	0,20272	0,12079	0,64417	0,80889
				0,0116	0,0811	0,5612	0,4870	0,6808	0,0129	0,0005
OD				100,000	-0,65782	-0,21831	-0,50002	-0,56957	-0,74558	-0,75207
					0,0106	0,4534	0,0686	0,0335	0,0022	0,0019
pH					100,000	0,34148	0,47837	0,58864	0,66049	0,65548
						0,2321	0,0836	0,0268	0,0101	0,0109
Sulf						100,000	0,34549	0,35449	-0,01022	0,52104
							0,2263	0,2136	0,9723	0,0561
NO ₃							100,000	0,62375	0,52251	0,57712
								0,0171	0,0553	0,0307
N.NH ₃								100,000	0,66496	0,59102
									0,0095	0,0260
Sub.T									100,000	0,73568
										0,0027
P										100,000

Dos 10 parâmetros analisados na qualidade da água do rio Uberabinha e sua influência na variabilidade dos dados, foram reduzidos para 3 graus de contaminação por meio da análise das componentes principais (ACP), a saber: contaminação grau 1 (CP1), a contaminação grau 2 (CP2) e a contaminação grau 3 (CP3) (Tabela 14).

Dessa forma, o eixo de contaminação grau 1, somado ao eixo de contaminação grau 2, explica aproximadamente 70 % da variabilidade total dos dados de qualidade da água (Tabela 14).

Ao se somarem os eixos de contaminação, observa-se que é possível explicar uma variação total de 80 % dos dados de qualidade da água do rio Uberabinha (Tabela 14).

Tabela 14. Avaliação do desvio padrão, proporção da variância e proporção acumulada para cada componente principal.

Parâmetro	CP1	CP2	CP3
Desvio Padrão	2,32872830	1,2198691	1,0887210
Proporção da variância	0,5422975	0,1488081	0,1185313
Proporção acumulada	0,5422975	0,6911056	0,8096369

Com o objetivo de compreender como as variáveis de qualidade da água influenciaram a contaminação graus 1, 2 e 3, foi calculado o coeficiente de correlação linear de Pearson (Tabela 15).

A contaminação grau 1 mostrou o contraste entre o oxigênio dissolvido e as variáveis indicadoras de contaminação da água, em que houve diferença significativa e positiva para os parâmetros indicadores de contaminação da água, como CT, EC, Sub.T e P (Tabela 15).

A contaminação grau 2 foi influenciada significativamente de acordo com o teste t por um único parâmetro indicador de contaminação da água, no caso a EC, com uma correlação positiva forte (Tabela 15).

A contaminação grau 3 também foi influenciada significativamente, por parâmetros indicadores de contaminação da água conforme o teste t: DBO, apresentando uma correlação positiva muito forte, e nitrogênio amoniacal, com correlação positiva moderada pelo N.NH₃ (Tabela 15).

Em todas as componentes principais analisadas, as variáveis que influenciaram os eixos de contaminação foram, sem exceção, os parâmetros indicativos de contaminação da água (Tabela 15). Isso mostra que a maioria das variáveis analisadas – fósforo, coliformes totais, *Escherichia Coli* e DBO – consiste em um indicativo de contaminação da água, tendo como origem o lançamento de águas residuárias pela cidade (PIMENTA et al., 2020), embora a cidade de Uberlândia tenha implantado o Programa de Recebimento e Monitoramento de Efluentes Não Domésticos (Premend), que consiste em obrigar as empresas a

tratarem o seu esgoto industrial antes de destiná-lo à estação de tratamento de esgoto doméstico municipal, que é fundamental para o bom funcionamento do tratamento de esgoto da cidade (DMAE, 2020).

Tabela 15. Avaliação do coeficiente de correlação linear de Pearson entre as variáveis de qualidade da água e as componentes principais (ACP) e seus valores de significância de acordo com o teste t de *Student*.

Parâmetro	CP 1	CP 2	CP 3
CT	0,99999 <0,0001	-0,0032 0,9912	0 10,000
DBO	0,01336 0,9638	0,40538 0,1504	0,9031 <0,0001
EC	0,65741 0,0106	0,75353 0,0019	0 10,000
OD	-0,8001 0,0006	-0,1665 0,5693	-0,3505 0,2191
pH	0,57282 0,0323	0,1395 0,6343	0,22674 0,4357
Sulf	0,48996 0,0753	-0,2018 0,4890	0,00512 0,9861
NO ₃	0,49017 0,0752	-0,1586 0,5881	0,04445 0,8801
N.NH ₃	0,30005 0,2973	-0,1014 0,7299	0,69153 0,0062
Sub.T	0,50055 0,0683	0,41816 0,1368	0,33075 0,2481
P	0,77161 0,0012	0,40029 0,1561	0,27397 0,3432

De acordo com a Tabela 16, a contaminação grau 1 pode ser interpretada como um contraste entre as variáveis CT, DBO, EC, pH, Sulf, NO₃, N.NH₃, Sub.T e P e a variável OD.

Ainda ficou comprovado que os parâmetros DBO, EC, N.NH₃ e Sub.T tiveram influência significativa na variabilidade dos dados, tanto na contaminação grau 1 quanto na contaminação grau 2. Isso indica que a contaminação da água do rio Uberabinha continua sendo influenciada pela variabilidade dos dados por parâmetros indicadores de contaminação da água (Tabela 16).

Em relação à contaminação grau 3, os parâmetros que o compõem são CT e P, o que mostra a contaminação química da água e, com isso, a degradação da qualidade da água (Tabela 16).

O parâmetro DBO representou de forma isolada a contaminação grau 2 e apresenta a maior carga fatorial entre todos os parâmetros em todos os CP (0,63795859) (Tabela 16).

Tabela 16. Avaliação de contribuição de cada parâmetro na variabilidade das três componentes principais (ACP).

Parâmetro	CP1	CP2	CP3
CT	0,3425239	-0,27659365	0,32790317
DBO	0,1606809	0,63795859	-0,12428591
EC	0,3098359	0,13331455	-0,11257976
OD	-0,3811779	-0,08966903	-0,11257976
pH	0,3410921	-0,03471981	-0,09193924
Sulf	0,1842446	-0,54987992	-0,09358689
NO ₃	0,2807909	-0,31090424	-0,37233845
N.NH ₃	0,3064453	0,10829872	-0,61081105
Sub.T	0,3594397	0,27783060	-0,05293419
P	0,4041349	-0,03921990	0,12244145

Com o objetivo de identificar o conjunto de dados ou componentes principais mais significativo na qualidade da água entre os dois pontos de amostragem, PB 022 e PB 023, foi realizada a análise multivariada dos componentes principais (ACP) (Figura 8).

De acordo com a Tabela 14, observa-se que a contaminação grau 1 é responsável por 54,26 % da variabilidade dos dados, e a contaminação grau 2, por 14,86 %, totalizando 69,12 % da variância total na qualidade da água do rio Uberabinha. Ao se estudar a qualidade da água em seis bacia hidrográficas no município de Caxias do Sul/RS, foi encontrada uma variância total de 71,30 % para os dados de qualidade da água, o que mostra que esse percentual é comum entre os dados de qualidade da água (FINKLER et al., 2015).

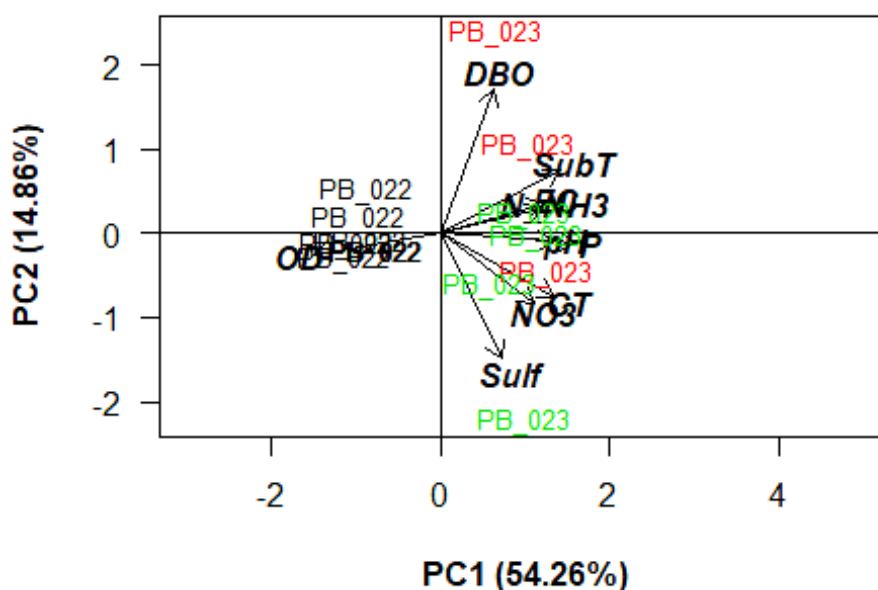


Figura 8. Análise de componentes principais (ACP) com base nas variáveis da água em dois pontos de amostragem: PB 022 e PB 023.

Na contaminação grau 1 (CP1) ocorreu uma diminuição da influência de OD em razão da influência positiva das outras variáveis poluidoras da água, apontando o impacto das atividades antrópicas, com destaque para a classe de uso do solo infraestrutura, na água do rio Uberabinha (Figura 8). É importante destacar que o estado de Minas Gerais tem uma legislação própria sobre lançamento de efluentes em corpos hídricos – a Deliberação Normativa Conjunta Copam/Cerh nº 1, de 5 de maio de 2008, que determina tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60 % e média anual igual ou superior a 70 % para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais (COPAM, 2008).

No ponto PB 023 onde a qualidade da água é pior do que a do ponto de amostragem PB 022 (Tabela 3 até a Tabela 12), os parâmetros indicativos de contaminação doméstica e industrial, tais como o P, Sub.T, CT, EC e N.NH₃, contribuíram positivamente para a contaminação grau 1, explicando a maior variação da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Uberabinha (Figura 8). O chorume gerado pelo aterro sanitário de Uberlândia é enviado para a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), porém a eficiência da remoção de DBO não está de acordo com a Deliberação Normativa Conjunta Copam/Cerh nº 01/2008 (MENEZES, 2017).

Foi realizado uma análise univariada da variância (Anova), com o objetivo de identificar a diferença significativa do mesmo parâmetro entre os pontos de coleta da água, PB 022 e PB 023 (Tabela 17).

Pode ser observado que o contraste entre os pontos PB 022 e PB 023 do teste F da análise da variância foi significativo para os parâmetros CT, EC, OD, pH, NO₃, N.NH₃, Subs.T e P, já que a probabilidade foi menor que 0,05 (Tabela 17).

Tabela 17. Análise univariada da variância (ANOVA) dos parâmetros entre ponto PB 022 e PB 023 da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

Parâmetro	Contraste entre o Ponto 022 vs Ponto 023	
	F Valor	Pr > F
CT	21,09	0,0006
DBO	2,93	0,1125
EC	10,45	0,0072
OD	42,03	0,0001
pH	13,94	0,0029
Sulf	2,88	0,1152
NO ₃	6,25	0,0279
N.NH ₃	15,32	0,0021
Sub.T	24,71	0,0003
P	72,93	0,0001

De acordo com a Tabela 18, a análise multivariada da variância (Manova) mostrou uma diferença significativa entre os pontos de amostragem da qualidade da água para todas as análises de multivariância. Essa diferença significativa entre os pontos pode ser explicada pela contribuição do uso do solo pela cidade de Uberlândia, de modo a diminuir a qualidade da água de acordo com o aumento da

concentração das variáveis (DBO, coliformes totais, *Escherichia coli*, nitrato, substâncias tensoativas, sulfeto, nitrogênio amoniacal e fósforo) na água do ponto de amostragem PB 023 (Tabela 3 até a Tabela 12). A associação desses parâmetros indica que a água do rio Uberabinha sofre contaminação por meio de despejos de esgoto doméstico e efluentes industriais de modo clandestino ou parcialmente tratados pelas empresas. A avaliação da efetividade do Premend é justificada pelos resultados de uma pesquisa, que apontou DBO elevada, juntamente com a incidência de sólidos em excesso, isto é, acima do estabelecido pela legislação (BATISTA, 2018).

Tabela 18. Análise de variância multivariada, MANOVA, por meio de quatro testes estatísticos, indicando o valor de P do teste F o contraste entre os dois pontos de amostragem de água: PB 022 e PB 023.

Tipo de Teste	Valor	F valor	Pr > F
Wilks' Lambda	0,0003126	959,33	<0,0001
Pillai's Trace	0,9996874	959,33	<0,0001
Hotelling-Lawley Trace	31977600558	959,33	<0,0001
Roy's Greatest Root	31977600558	959,33	<0,0001

A fim de se investigar a semelhança dos parâmetros das águas entre os pontos de coleta da bacia do rio Uberabinha, foi empregada a técnica de análise multivariada, de agrupamento, e elaborado o gráfico Bi-Plot, em que a similaridade entre o ponto PB 022 e PB 023 ocorreu com uma distância de 5,81, determinada pelo método de Ward.

As variáveis que contribuíram para a dissimilaridade entre os grupos definidos pelo ponto de corte no dendrograma (Figura 9) foram CT, EC, OD, pH, NO₃, N.NH₃, Subs.T e P, cujas concentrações diferiram significativamente na água entre os pontos PB 022 e 023 (Tabela 17).

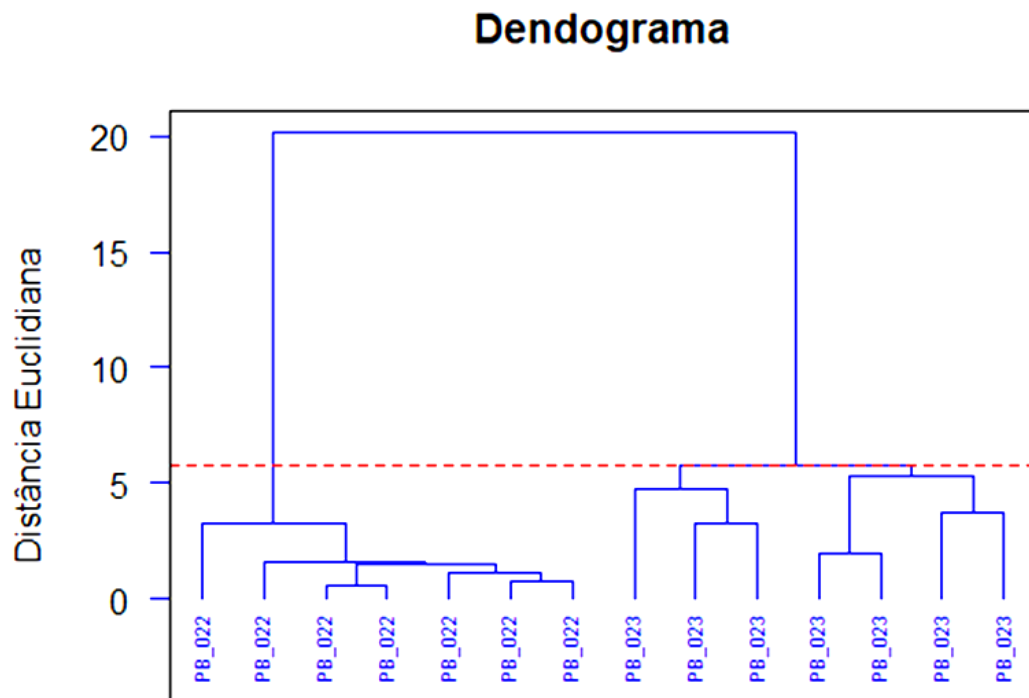


Figura 9. Dendrograma resultante da análise hierárquica de agrupamentos mostrando a formação de grupos.

A similaridade entre os dois agrupamentos ocorreu com a contribuição das variáveis DBO e o sulfeto, uma vez que essas variáveis não apresentaram diferenças significativas de concentração na água entre os grupos (Tabela 17).

A fim de se entender melhor a influência de cada variável na contaminação grau 1, foi possível verificar a maior influência positiva das variáveis P, Sub.T e CT, além de uma baixa influência de OD (Figura 10).

O resultado indica o efeito negativo na qualidade da água ocasionado pelo lançamento de água residuária no rio Uberabinha pela malha urbana do município de Uberlândia (Figura 10).

Em relação à contaminação grau 2, a variável que mais influenciou de forma positiva foi o DBO, e, por outro lado, o sulfeto foi a que menos influenciou. Sendo assim, é possível concluir a predominância de variáveis que contribuem como indicadores da contaminação da água graus 1 e 2 (Figura 10).

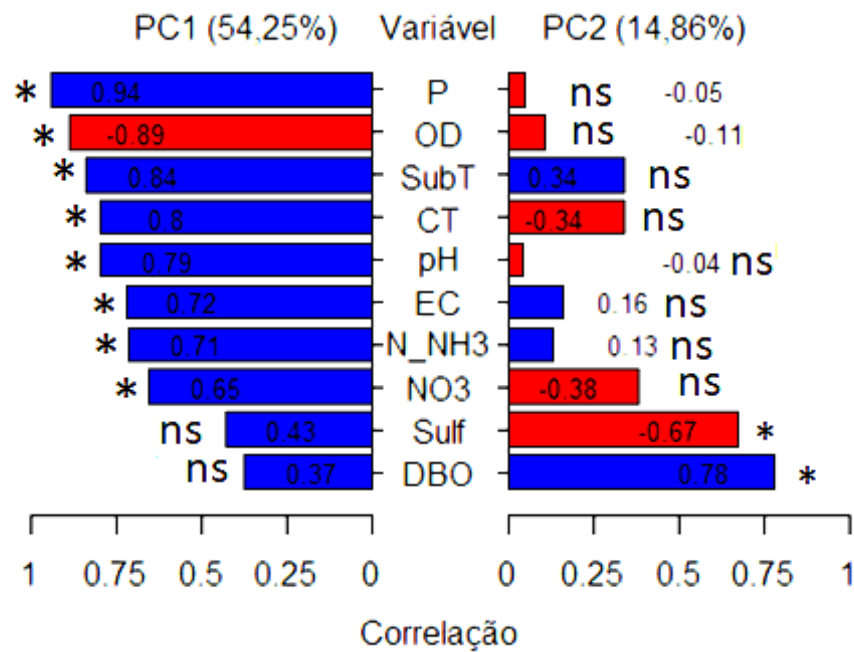


Figura 10. Gráfico pirâmide das correlações entre as variáveis e os dois primeiros componentes principais. * significativo a 5%, ns não significativo a 5%.

5. CONCLUSÕES

Conclui-se que a utilização da terra, principalmente, com agricultura e infraestrutura merece uma atenção especial, pois influenciaram a contaminação da água da bacia hidrográfica do rio Uberabinha.

Em relação à qualidade da água no ponto PB 022, localizado na estação de tratamento de água (ETA) da cidade de Uberlândia, a variável DBO apresentou concentração acima do valor-limite estabelecido pela legislação durante parte do período analisado, enquanto as variáveis CT e EC ficaram acima do limite da legislação durante todos os anos analisados.

A qualidade da água é pior no ponto de coleta PB 023 do que no ponto PB 022, apesar de a área de contribuição no entorno do PB 023 estar de acordo com a aptidão agrícola. A causa da contaminação da água nesse ponto é o uso do solo pela cidade de Uberlândia.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. Contribuição à geomorfologia dos Cerrados. **In: Simpósio sobre o Cerrado**, São Paulo. Anais... São Paulo: Edgard Blucher, 1971. p. 97-103.

ALBRECHTS, L. Strategic spatial planning examined. **Environment and Planning B: Planning and Design**, v. 31, n. 1, p. 743-758, 2004.

ALMEIDA JÚNIOR, A. J.; CHAGURI JUNIOR, A., MARCHIORI, A. C. C.; PAZINATO, B. C.; PAGANI NETO, C., MARDEGAN, C. M.; GONÇALVES, E. C. P.; OLIVEIRA, J. F. S.; PENTEADO, L. A. C.; DRUGOWICH, M. I.; OLIVEIRA FILHO, N. L.; TRANI, P.E.; TONET, R. M.; THOMAZIELLO, R. A.; KAVATI, R.; TINOCO, S. T. J. **Boas Práticas Agropecuárias**. São Paulo, Secretaria de Agricultura e Abastecimento-CATI - Coordenadoria de Assistência Técnica Integral- FEAP - Fundo de Expansão do Agronegócio Paulista. 102p, 2010.

ALVES, L. S. F. CULTURAS DE ORDENAMENTO TERRITORIAL: Conceituações e perspectivas histórico analíticas, **Mercator**, v. 13, n. 03, p. 63–73, 2014.

ALVIM, R. **Dinâmica do nitrogênio e fósforo em águas fluviais de uma bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no sudeste do Brasil**. Tese (Doutorado em Geociências) – Faculdade de Geociências, Universidade Federal Fluminense. Niterói, p. 143. 2016.

BADGLEY, B.D.; STEELE, M.K.; CAPPELLIN, C.; BURGER, J.; JIAN, J.; NEHER, T.P. Fecal indicator dynamics at the watershed scale: variable relationships with land use, season, and water chemistry, **Science of the Total Environment**, v. 697, p.1-11, 2019.

BARCELLA, R. A. **Estudo comparativo entre diferentes técnicas analíticas para determinação da demanda química de oxigênio (DQO) de rios que recebem efluentes. Trabalho de conclusão (bacharel em química industrial)** – Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, p. 46, 2016.

BARILARI, A.; LONDOÑO, M. Q.; PARIS, M. C.; LIMA, M. L.; MASSONE, H. E. Groundwater contamination from point sources. A hazard index to protect water supply wells in intermediate cities, **Groundwater for Sustainable Development**, v.10, p.1- 13, 2020.

BARROS, A. J. M.; CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; GHEYI, H. R. Avaliação sanitária e físico-química das águas para irrigação de hortaliças no agreste e brejo paraibanos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.3, n.3, p. 355-360,1999.

BARREIRAS, D. G.; RUIZ, F. M.; GOMES, J. E. G.; SOUZA, B. M. S. Eficácia da ação antimicrobiana do extrato de própolis de abelha jataí (*Tetragonisca angustula*) em bactérias Gram-positivas e Gram-negativas. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 12, n. 1, p. 1–5, 2020.

BASHIR, N.; SAEED, R.; AFZAAL, M.; AHMAD, A.; MUHAMMAD, N.; JIBRAN, I.; ABDULLAH, K.; YUSRA, M.; SAMAN, H. Water quality assessment of lower Jhelum canal in Pakistan by using geographic information system (GIS). **Groundwater for Sustainable Development**, v. 10, n. 1, p.1- 49, 2020.

BATISTA, A. **Programa de recebimento e monitoramento de efluentes não domésticos (PREMEND): avaliação de sua efetividade em Uberlândia (MG)**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Geografia da Universidade Federal de Goiás. Catalão, p. 160. 2018.

BETTEGA, J. M. P. R.; MACHADO, M. R.; PRESIBELLA, M.; BANISKI, G.; BARBOSA, C. A. Métodos analíticos no controle microbiológico da água para consumo humano. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 30, n. 5, p. 950-954, 2006.

BHATTACHARYA, R. K.; CHATTERJEE, N. D.; DAS, K. An integrated GIS approach to analyze the impact of land use change and land cover alteration on ground water potential level: A study in Kangsabati Basin, India, **Groundwater for Sustainable Development**, v. 11, p. 1- 45, 2020.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 2005, págs. 58-63, seção 053.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial União. 12 dez 2011.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. (2000). **Arquitetura de Sistemas de Informação Geográfica**. In CÂMARA, C DAVIS, A.M MONTEIRO (org.). Introdução à Ciência da Geoinformação, Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd> - Acesso em: 7 outubro de 2018.

CALIARI, P. C.; PACHECO, M. J.; CIRÍACO, L.; LOPES, A. Tannery wastewater: Organic load and sulfide removal dynamics by electrochemical oxidation at different anode materials, **Environmental Technology Innovation**, v.14, p.1- 13, 2019.

CARVALHO, L. M. T.; LOUZADA, J. N. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Minas Gerais: Abordagem metodológica para caracterização do componente flora. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil. Anais...2007.

CASSOL, C. J.; ARRUDA, E. J.; ALOVISI, A. M. T.; ABRÃO, C. M. R. Teores de fósforo disponível em solos de textura arenosa média e argilosa. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 1, p.266-275, 2020.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO CETESB. 2011. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. CETESB, São Paulo. 364p.

CHOWDHURY, M.; HASAN, M. E.; ABDULLAH-AL-MAMUN, M.M. Land use/land cover change assessment of Halda watershed using remote sensing and GIS, **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 23, p. 1- 13, 2020.

COLLICK, A. S.; VEITH, T. L.; FUKA, D. R.; KLEINMAN, P. J. A.; BUDA, A. R.; WELD, J. L.; BRYANT, R. B.; VADAS, P. A.; WHITE, M. J.; HARMEL, R. D.; EASTON, Z. M. Improved Simulation of Edaphic and Manure Phosphorus Loss in SWAT. **Journal of Environment Quality**, v. 45, n. 4, p. 1215-1225, 2016.

COPAM. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, 2008, p. 8. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download .pdf?idNorma=8151>.

COSTA, C. D. O.; ALVES, M. C.; SOUSA, A. P.; SILVA, H. R. Propriedades físicas dos solos de uma sub-bacia hidrográfica sob processo de degradação. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 13, n. 1, p. 15-31, 2019.

CRISTAN, R.; AUST, W. M.; BOLDING, M. C.; BARRETT, S. M.; MUNSELL, J. F. National status of state developed and implemented forestry best management practices for protecting water quality in the United States, **Forest Ecology and Management**, v. 418, p. 73-84, 2018.

CRUZ, J. C.; CAMPANHA, M. M.; COELHO, A. M.; KARAM, D.; PEREIRA FILHO, I. A. **Boas Práticas Agrícolas: Milho**. Sete Lagoas, Documento 119. 47p, 2011.

DALTIN, D. **Tensoativos: química, propriedades e aplicações**. São Paulo, Editora Blücher. 43p, 2012.

DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia. **Dispõe sobre Programa de Recebimento e Monitoramento de Efluentes - PREMEND**. Disponível em: <https://www.uberlandia.mg.gov.br/prefeitura/orgaos-municipais/dmae/premend-2/>

DUFFY, C.; O' DONOGHUE, C.; RYAN, M.; KILCLINE, K.; UPTON, V.; SPILLANE, C. The impact of forestry as a land use on water quality outcomes: an integrated analysis, **Forest Policy and Economics**, v.116, p.1-14, 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, Produção de Informação; Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 1999. 412p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - SOLOS - EMBRAPA. **GEOINFO - Metadados: Mapa de aptidão agrícola das terras do Triângulo Mineiro**, Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layer/s/geonode%3Aaptidao_agricola_triangulo_mineiro_lat_long_sirgas2000/metadata_read

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Water pollution from agriculture: a global review**. Rome, 2017. 29p.

FARHADIAN, M.; BOZORG-HADDAD, O.; PAZOKI, M.; LOÁICIGA, H. A. Minimal adverse impact of discharging polluted effluents to rivers with selective locations. **Sustainable Cities and Society**, v.46, p.1-29, 2019.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo, Oficina do Texto. 160p, 2008.

FLINKER, N. R.; PERESIN, D.; COCCONI, J.; BORTOLIN, T. A.; RECH, A.; SCHNEIDER, V. E. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. **Revista Ambiente & Água**, v.10, p.782-792, 2015.

GOMES, H. B.; SILVA JÚNIOR, R. S.; DE PACI, F. T.; LIMA, D. K. C.; CASTRO, P. H. P.; SANTOS, F. B.; CABRAL, S. L.; FERREIRA, R. A. Mapeamento temático da cobertura vegetal na microrregião do sertão do São Francisco alagoano, utilizando imagens TM Landsat 5. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 5, n. 5, p.1121-1132, 2012.

GUARESCHI, R. F. G.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; SARKIS, L. F.; MARTINS, M. R.; JANTALIA, C. P.; CABRIALES, J. J. P.; NÚÑEZ, J. V. Balanço de nitrogênio, fósforo e potássio na agricultura da América Latina e o Caribe. **Revista Terra Latino americana**, v. 37, n. 2, p.105-119, 2019.

GUOWANGCHEN, L.; LEI CHEN, W. W.; CHENG SUN, Z. S. A water quality management methodology for optimizing best management practices considering changes in long-term efficiency, **Science of The Total Environment**, Volume 725, p. 2- 14, 2020.

GURGEL, R. S.; SILVA, L. S.; SILVA, L. A. Investigação de coliformes totais e Escherichia Coli em água de consumo da comunidade Lago do limão, Município de Iranduba – AM, **Brazilian Applied Science Review**, v.4, n. 4, p. 2512-2529, 2020.

HANCOCK, G. R.; M. OVENDEN, KUSHAGRA S.; WALTER R.; ABRAHAM, G. Soil erosion – The impact of grazing and regrowth trees, **Geoderma**, v.361, p.1- 12, 2020.

IGAM - Instituto Mineiro de gestão das águas. **Séries Históricas de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais**. Disponível em: <http://200.198.57.118:8080/handle/123456789/405> - Acesso em: 7 setembro. 2018.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento: Brasília, 2020.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Topodata: Processamento dos dados SRTM**. 339 São José dos Campos. 2010, 79p.

IZQUIERDO, J.; FAZZONE, M. R.; DURAN, M. **Buenas Prácticas Agrícolas (BPA)**. Santiago, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. 69, 2006.

JACOMETI, W. A.; PAULINO, S. R.; QUEDA, O. Certificação EUREOGAP em propriedades de limão Tahiti. **Informações Econômicas**, v. 38, n. 8, p.62–78, 2008.

JAZOULI, A. E.; BARAKAT A.; KHELLOUK R.; RAIS J.; BAGHDADI, M. E. Remote sensing and GIS techniques for prediction of land use land cover change effects on soil erosion in the high basin of the Oum Er Rbia River (Morocco), **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 13, p. 361- 374, 2019.

JEIHOUNI, M.; TOOMANIAN A.; ALAVIPANAH, S. K.; HAMZEH, S.; PILESJÖ, P. Long term groundwater balance and water quality monitoring in the eastern plains of Urmia Lake, Iran: A novel GIS based low-cost approach, **Journal of African Earth Sciences**, v. 147, p. 11-19, 2018.

KHAN, M. S.; KOIZUMI, N.; OLDS, J. L. Biofixation of atmospheric nitrogen in the context of world staple crop production: Policy perspectives. **Science Total Environmental**, v.701, p.1-38, 2020.

KIM, D. M.; YUN, S. T.; YOON, S.; MAYER, B. Signature of oxygen and sulfur isotopes of sulfate in ground and surface water reflecting enhanced sulfide oxidation in mine areas. **Applied Geochemistry**, v.100, p.143–151, 2019.

LEAL, R. M.; VARGAS, R. R. Análise de demanda bioquímica de oxigênio e nitrogênio total do lago azul – Guarulhos (SP). **Revista Educação**, v. 11, n. 3, p. 70-75, 2016.

LIMA, R. N. DE S.; RIBEIRO, C. B. M.; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO FILHO, O. C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 21, n. 1, p. 139–150, 2016.

LOURENZANI, W. L.; LOURENZANI, A. E. B. S.; PIGATTO, G.; SIMON, E. J. Processo de Desenvolvimento de Boas Práticas Agrícolas (BPA) na região da Nova Alta Paulista. **Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural (SOBER)**, 2005.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149–163, 2010.

MANSOUR, S.; AL-BELUSHI, M.; AL-AWADHI, T. Monitoring land use and land cover changes in the mountainous cities of Oman using GIS and CA-Markov modelling techniques, **Land Use Policy**, v. 91, p. 1- 15, 2020.

MARTINS, M. S. M. **Índice de vulnerabilidade natural para a conservação da área de proteção ambiental do Rio Uberaba - MG**. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, p. 81. 2020.

MENEZES, M. L. **Destino do chorume de aterro sanitário: estudo de caso do município de Uberlândia**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Geografia) – Faculdade de Geografia da Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, p. 40. 2017.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial União. 12 dez 2011.

MONTAÑO, M.; SOUZA, M. P. Integração entre planejamento do uso do solo e de recursos hídricos: A disponibilidade hídrica como critério para a localização de empreendimentos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 489–495, 2016.

MUNIZ, D. H. F.; SANTANA, L. M. C.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Avaliação da qualidade da água e condições de balneabilidade no Médio Rio Araguaia. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v.9, n.2, p. 308-327, 2020.

OLIVEIRA, C. F.; VALLE JUNIOR, R. F.; VALERA, C. A.; RODRIGUES, V. S.; FERNANDES, L. F. S.; PACHECO, F. A. L. The modeling of pasture conservation and of its impact on stream water quality using Partial Least Squares-Path Modeling, **Science of The Total Environment**, v. 697, p. 134- 148, 2019.

OLIVEIRA SOUZA, C.; MELO, T. R. B.; MELO, C. S. B.; MENEZES, Ê. M.; CARVALHO, A. C.; MONTEIRO, L. C. R. *Escherichia Coli* enteropatogênica: uma categoria diarreiogênica versátil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 2, n. 7, p. 79–91, 2016.

PACHECO, F. A. L.; FERNANDES, L. F. S.; VALLE JUNIOR, R. F.; VALERA, C. A.; PISSARRA, T.C.T. Land degradation: Multiple environmental consequences and routes to neutrality, **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, p. 79-86, 2018.

PARRA SUÁREZ, S.; PEIFFER, S.; GEBAUER, G. Origin and fate of nitrate runoff in an agricultural catchment: Haeam, South Korea – Comparison of two extremely different monsoon seasons. **Science Total Environmental**, v.648, p.66–79, 2019.

PERES, R. B.; SILVA, R. S. Interfaces da gestão ambiental urbana e gestão regional: análise da relação entre Planos Diretores Municipais e Planos de Bacia Hidrográfica. URBE - **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 5, n. 480, p. 13, 2013.

PILOTTI, M.; CHAPRA, S.C.; VALERIO, G. Steady-state distributed modeling of dissolved oxygen in data-poor, sewage dominated river systems using drainage networks. **Environmental Model Software**, v.111, p.153–69, 2019.

PIMENTA, J. B. C.; BEZERRA, N. P. C. LOBATO, R. S. Qualidade microbiológica da água em locais de pesca artesanal no Rio Santo Antônio como subsídio de monitoramento costeiro no município de Paço do Lumiar – MA. **Brazil Journal of Development**, v.6, n.3, p.14998-15009, 2020.

PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V.; SCHNEIDERS, D.; OLIVEIRA, D. A.; ALBANO, R. M. R. Concentrações e cargas de nitrato e fosfato na Bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras, SC. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n. 1, p.86-93, 2013.

PINTO, L. C.; MELLO, C. R.; ÁVILLA, L. F. Indicadores de qualidade de água na região da serra da Mantiqueira, MG. **Cerne**, v. 19, n. 4, p. 687-692, 2013.

QIN, W.; HAN, D.; SONG, X. Engesgaard, P. Effects of an abandoned Pb-Zn mine on a karstic groundwater reservoir. **Journal Geochemical Exploror**, v.200, p.221–33, 2019.

QUEIROZ, T. M.; LIMA, A. F.; GALVANIN, E. A. S. Índice de estado trófico, baseado no fósforo, na bacia hidrográfica Paraguai- Diamantino em Mato Grosso, Brasil. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.1, p.300-308, 2020.

R **Development Core Team**. 2019. An Introduction to R. Disponível em: <https://cran.rproject.org/doc/manuals/r-release/R-intro.pdf>.

RODRIGUES, V. S.; VALLE JUNIOR, R. F.; FERNANDES, L. F. S.; PACHECO, F. A. L. The assessment of water erosion using Partial Least Squares-Path Modeling: A study in a legally protected area with environmental land use conflicts, **Science of The Total Environment**, v. 691, p.1225-1241, 2019.

ROSA, R.; LIMA, S. do C.; ASSUNÇÃO, W. L. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG). **Revista Sociedade e Natureza, Uberlândia**, v. 5, p. 91 – 107, 1991.

ROSOLEN, V.; HERPIN U.; COELHO, N. M. M.; COELHO, L. M.; BRITO, J. L. S.; SILVA, L. A.; LIMA, S. C. Qualidade dos sedimentos no rio Uberabinha (Uberlândia, MG) e implicações ambientais. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 39, p. 151-159, 2009.

SAS Institute Inc., **SAS/STAT® User's Guide**. Version 9.4. Cary, NC: SAS Institute Inc.

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 (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, p. 72. 2018.

SIMEDO, M. B. L.; MARTINS A. L. M.; PISSARRA, T. C. T.; LOPES, M. C.; COSTA, R. C. A.; VALLE-JUNIOR, R. F.; CAMPANELLE, L. C.; ROJAS, N. E. T.; FINOTO, E. L. Effect of watershed land use on water quality: A case study in córrego da Olaria basin, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 4, p. 625–635, 2018.

SINGH, S.; BHARDWAJ A.; VERMA V.K. Remote sensing and GIS based analysis of temporal land use/land cover and water quality changes in Harike wetland ecosystem, Punjab, India, **Journal of Environmental Management**, v. 262, p.1- 10, 2020.

SITH, R.; WATANABE, A.; NAKAMURA, T.; YAMAMOTO, T.; NADAOKA, K. Assessment of water quality and evaluation of best management practices in a small agricultural watershed adjacent to Coral Reef area in Japan, **Agricultural Water Management**, v. 213, p. 659-673, 2019.

SHOOSHTARIAN, M. R.; DEGHANI, M.; MARGHERITA, F.; GEA, O.C.; MORTEZAZADEH, S. Land use change and conversion effects on ground water quality trends: An integration of land change modeler in GIS and a new Ground Water Quality Index developed by fuzzy multi-criteria group decision-making models, **Food and Chemical Toxicology**, v. 114, p. 204 – 214, 2018.

SOUZA FILHO, E. A.; ALVES, S. B. S. M.; NEVES, R. K. R.; BATISTA, I. H.; DAMASCENO, S. B. Estudo comparativo de aspectos físico-químicos entre águas da microbacia do Mindu e igarapés sob influência antrópica na cidade de Manaus-AM. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n.1, p. 2419- 2433, 2020.

TANOS, P.; KOVÁCS, J.; ANDA, A.; HATVANI, I. G. Optimization of the monitoring network on the River Tisza (Central Europe, Hungary) using combined cluster and discriminant analysis, taking seasonality into account. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p.1-14, 2015.

Universidade Federal de Viçosa - UFV/ CETEC - Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais/ UFLA - Universidade Federal de Lavras / **FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente** (2010).

U. S. **Geological Survey (USGS)**. Disponível em: <http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: agosto de 2019.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, M. M. A. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/ Botucatu - SP. **Eclética Química**, v. 22, n. 1, p. 1–11, 1997.

VALLE JUNIOR, R. F. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba**. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, p. 222. 2008.

VALLE JUNIOR, R. F.; GALBIATTI, J. A.; PISSARRA, T. C. T.; MARTINS FILHO, M. V. Diagnóstico do conflito de uso e ocupação do solo na bacia do rio Uberaba. **Global Science and Technology**, v. 06, n. 01, p.40 – 52, 2013.

VALLE JUNIOR, R. F.; VARANDAS, S. G.P.; PACHECO, F. A. L.; PEREIRA, V. R.; SANTOS, C. F.; CORTES, R. M.V.; FERNANDES, L. F. S. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems, **Land Use Policy**, v. 43, p. 48-62, 2015.

VALERA, C. A. **Avaliação do novo código florestal: as áreas de preservação permanente (APPs) e a conservação da qualidade das águas superficiais**. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, p. 119. 2017.

VARÃO, A. M.; SILVA, P. G. F.; VIRGES, C. S.; SOARES, A. P. A.; REGO, E. L. Avaliação da qualidade da água no rio Grande no segmento entre estação de tratamento de esgoto do município de Barreiras – BA. **Águas Subterrâneas**, v.22, p.1-8, 2019.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. 1 ed. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 250p.

XIE, H.; Y. HE, Y.; CHOI, Q. CHEN, H. CHENG, Warning of Negative Effects of Land-Use Changes on Ecological Security Based on GIS, **Science of the Total Environment**, v. 704, p. 1- 35, 2019.