

INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO NO POTENCIAL DA CARGA ÁCIDA RENAL (PRAL) DA ÁGUA BRUTA: UM ESTUDO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS MANTENEDORAS DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DO MUNICÍPIO DE TANGARÁ DA SERRA – MT

Juliana Lima da Silva Alves

Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
Campus universitário de Tangará da Serra, Mestrado em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola, Tangará da Serra, MT, Brasil
juliana.lima.silva@unemat.br

Tadeu Miranda de Queiroz

Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
Campus universitário de Nova Mutum, Curso de Agronomia, Nova Mutum, MT, Brasil
tdmqueiroz@unemat.br

RESUMO

O estudo avalia a relação do uso e cobertura do solo e o Potencial da Carga Ácida Renal (PRAL), dos três pontos de captação de água bruta para abastecimento público do município de Tangará da Serra, Mato Grosso, rio Sepotuba, córregos Russo e Queima-Pé. Os mapas foram elaborados a partir de imagens do satélite Landsat-8, de 2021, sendo realizado recorte e classificação do uso e ocupação do solo. Foram coletadas amostras de água bruta durante um ciclo hidrológico completo. Os resultados de cada amostra, a partir da análise de determinadas variáveis, foram aplicados no algoritmo do PRAL (SO_4^{2-} , Cl^- , K^+ , Mg^{+2} , Na^+ e Ca^{+2}) e através da correlação de Pearson (r) comparados com as três maiores áreas (%) de uso e cobertura (agropecuária, floresta e urbanização). O uso e ocupação do solo influência nos valores de PRAL, assim como o regime de chuvas. A agropecuária e urbanização proporcionaram aumento nos valores de PRAL principalmente no período de chuva e seca, respectivamente. Quando o solo é ocupado por floresta, há uma redução nos valores de PRAL, não sendo observado acúmulo de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cloretos, sulfatos e sódio na água, indicando que esses componentes são de origem antrópica.

Palavras-chave: Recurso hídrico. Agricultura e sistema de produção. Geotecnologia. Manejo do solo.

INFLUENCE OF LAND USE AND COVER ON THE POTENTIAL OF RENAL ACID LOAD (RALP) OF RAW WATER: A STUDY IN THE HYDROGRAPHIC BASINS THAT MAINTAIN THE PUBLIC SUPPLY SYSTEM IN THE TOWN TANGARÁ DA SERRA- MT

ABSTRACT

The study evaluates the relationship between soil use and coverage and the Renal Acid Load Potential (RALP) of the three raw water collection points for public supply in the municipality of Tangará da Serra, Mato Grosso, namely the Sepotuba River and Russo and Queima- Pé streams. The maps were prepared based on images from the Landsat-8 satellite from 2021, with cropping and classification of land use and occupation. Raw water samples were collected from these three catchment points during a complete hydrological cycle. Results of each sample, based on the analysis of certain variables, were applied to the RALP algorithm (SO_4^{2-} , Cl^- , K^+ , Mg^{+2} , Na^+ e Ca^{+2}) and through Pearson's correlation (r) compared with the three largest areas (%) of use and coverage (agriculture, forest, and urbanization). Land use and occupation influence RALP values, as does the rainfall regime. Agriculture and urbanization provide an increase in RALP values, mainly during the rainy and dry periods, respectively. When the soil is occupied by forest, there is a reduction in RALP values, with no accumulation of phosphorus, potassium, calcium, magnesium, chlorides, sulfates, and sodium in the water, indicating that these components are of anthropogenic origin.

Keywords: Water Resources. Agriculture and Production System. Geotechnology. Soil management.

INTRODUÇÃO

Os inúmeros impactos ambientais como o manejo inadequado dos solos, o controle ineficiente na taxa de desmatamento e os processos erosivos contribuem para a escassez hídrica; assim como o crescimento populacional desordenado, a procura de novas áreas para exploração e ocupação do solo,

seja para urbanização ou para fins produtivos, sobrecarregam e até mesmo esgotam os recursos naturais (NASCIMENTO; FERNANDES, 2017).

O município de Tangará da Serra, Mato Grosso, localizado na região Sudoeste do estado é o sexto município mais populoso, com população estimada em 100.784 habitantes conforme informações preliminares divulgadas no último censo demográfico iniciado em 2022, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022). A população cresceu em torno de 21% nos últimos dez anos, aumentando a demanda hídrica para abastecimento público e para uso agroindustrial.

Por certo, tal expansão acarretará transformações no uso e ocupação do solo e exercerão influência nas bacias hidrográficas ao modificar os processos ecológicos, podendo ocasionar contaminação no solo e na água. Tais fatores poderão gerar alterações físico-químicas na qualidade da água por meio de contaminação de sistemas de irrigação, uso irregular de pesticidas, descarte incorreto de esgoto doméstico ou de resíduos sólidos, dentre outras possibilidades (ARRUDA; MENEZES, 2022; HENDGES *et al.*, 2017).

O planejamento por parte dos órgãos competentes é o ponto chave para que determinada bacia hidrográfica possa desempenhar de maneira satisfatória o papel de manancial de determinado município (HENDGES *et al.*, 2017). Além disso, o manejo adequado do solo reduz os impactos promovidos pelo uso e ocupação.

Os dados inerentes ao uso e cobertura do solo são cruciais para que ocorra planejamento fundamentado a respeito de determinada bacia hidrográfica, demonstrando suas potencialidades e fragilidades. Indubitavelmente, através deste estudo é possível projetar e executar um manejo sustentável, associado à aplicação das leis vigentes, promovendo os inúmeros usos da água, contemplando a sociedade e preservando o meio ambiente (SILVA *et al.*, 2021).

Todavia, caso não haja o planejamento correto, ocorrerão prejuízos, inclusive à saúde do ser humano, tanto ao ingerir água contaminada quanto ao não ter água em quantidade suficiente para suas necessidades básicas, como saciar a sede ou higienizar as mãos (JACOBI *et al.*, 2016; MOURA *et al.*, 2010; PESSOA *et al.*, 2013).

Remer e Manz (1995), com a ajuda de um algoritmo que avalia dados dietéticos do consumo de proteína, fósforo, magnésio, cálcio e potássio, avaliaram o Potencial da Carga Ácida Renal (PRAL) dos alimentos e das bebidas.

Carnauba *et al.* (2015) reformularam o algoritmo de Remer e Manz (1995) para verificar o PRAL das águas minerais e demonstraram que o pH (potencial Hidrogeniônico) não tem relação direta com o valor de PRAL, pois o pH da água não alcaliniza ou acidifica o organismo e sim o PRAL. Por conseguinte, o valor de PRAL identificará se uma bebida, como a água, ou um alimento é alcalinizante, ou acidificante. Águas alcalinas tendem a ser mais saudáveis ao apresentarem maiores concentrações de cálcio, magnésio, bicarbonato e menor valor de PRAL (CARNAUBA *et al.*, 2015).

O conceito do PRAL foi desenvolvido por Remer e Manz (1995), sendo fisiologicamente fundamentado, conforme os escores. Valores de PRAL gerais positivos (>0 mEq/dia) indicam uma dieta acidificante e escores PRAL gerais negativos (<0 mEq/dia) indicam uma dieta alcalinizante (REMER, 2001). Tanto dietas excessivamente alcalinas como ácidas podem comprometer a saúde humana (ANGELOCO *et al.*, 2018; WELCH *et al.*, 2013).

Assim, visando atender o crescimento populacional observado nos últimos dez anos, o município de Tangará da Serra, após passar por duras crises hídricas, a exemplo de 2016 e 2021, tem buscado definir estratégias, como a transposição de água do rio Sepotuba e do córrego Russo para a represa da Estação de Tratamento de Água (ETA) do córrego Queima-Pé. Esta, por sua vez, abastece sozinho o município até meados de 2021 (ROLIM, 2021a). Estudos que investiguem o efeito do uso e ocupação do solo com valores de PRAL na água ainda são escassos, apesar da essencialidade para elucidação dos impactos sobre a qualidade da água.

Logo, o objetivo deste trabalho foi avaliar a relação entre o uso e cobertura do solo e o Potencial da Carga Ácida Renal (PRAL), dos três pontos de captação de água bruta para abastecimento público municipal de Tangará da Serra/MT-Brasil.

METODOLOGIA

Área de estudo

O município de Tangará da Serra possui extensão territorial de 11.636 km², localizado na região Sudoeste do estado de Mato Grosso, com latitude sul de 14°37' e longitude oeste de 57°28' (IBGE, 2021). A população estimada é de 100.784 habitantes (IBGE, 2022). O Índice de

Desenvolvimento Humano (IDH) é de 0,729, ligeiramente superior ao IDH de Mato Grosso que é de 0,725 e aproxima-se ao IDH do Brasil de 0,730 (PNUD, 2013).

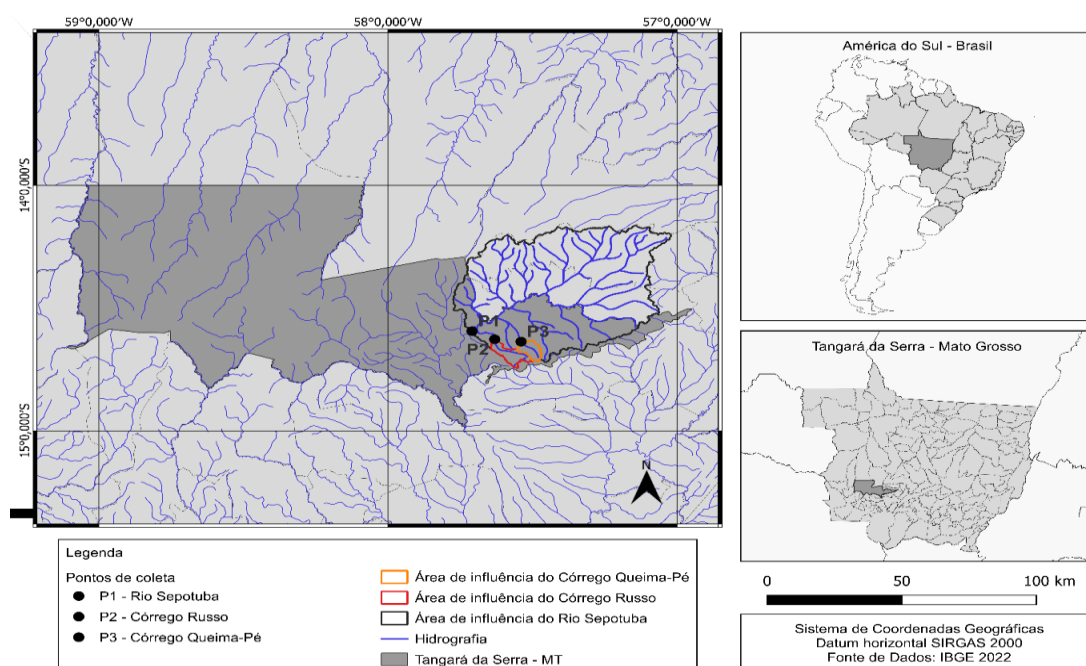
A economia local é baseada na agropecuária com cultivo de monocultura de alto nível tecnológico, produção hortifrutigranjeira, agricultura familiar e indústrias que buscam o município atraídas pelos incentivos fiscais (QUEIROZ; ZANINI, 2017; ROLIM, 2021b).

O clima local é Tropical de Savana (Aw-Köppen), com duas estações climáticas bem definidas, seca (maio a setembro) e chuva (outubro a abril), tal característica altera a disponibilidade hídrica, com precipitação média anual oscilando em torno de 2000 mm (QUEIROZ; ZANINI, 2017).

A bacia do rio Queima-Pé é responsável pelo abastecimento de água do município; porém, devido ao crescimento demográfico e às crises hídricas, medidas alternativas foram adotadas visando abastecer toda a população.

O rio Sepotuba e o córrego Russo, por sua vez, foram coadjuvantes durante o mais recente desabastecimento, ocorrido em 2021. A adução da água do rio Sepotuba, através de caminhões pipa e o bombeamento improvisado de água do córrego Russo para a represa da Estação de Tratamento de Água (ETA) do córrego Queima-Pé (ROLIM, 2021a), sanaram, mesmo que de forma pontual, o desabastecimento, fato que corroborou com a escolha dos três pontos de coleta de água bruta apresentados na Figura 1.

Figura 1 - Localização dos pontos de coleta das amostras de água bruta do município de Tangará da Serra/MT.



Fonte: - Google Earth. Elaborado pelos autores, 2023.

A resolução CONAMA n. 357/2005 classifica as águas doces em classes, sendo que as águas doces de Classe II, podem ser utilizadas para consumo humano após tratamento convencional (BRASIL, 2005).

Coleta e análise dos dados

Amostras de água bruta foram coletadas em três pontos de captação, mensalmente, durante um ano, de setembro de 2021 a agosto de 2022 (pontos descritos no Quadro 1), visando abranger as variações

do regime hídrico anual, levando-se em consideração as medidas de expansão adotadas pelo município.

Quadro 1 - Descrição dos pontos de coleta de água nas bacias hidrográficas avaliadas e suas coordenadas geográficas

Pontos	Descrição	Localização	
		Coordenada (S)	Coordenada (W)
P1	Rio Sepotuba (Ponte Rodovia MT 358)	14°35'33.78"	57°42'34.37"
P2	Córrego Russo (Ponte Rodovia MT 358)	14°37'34.43"	57°37'43.81"
P3	Córrego Queima-Pé	14°38'09.05"	57°32'13.37"

Fonte - Coordenadas retiradas do Google Earth (2022). Organização: os autores (2023).

As amostras coletadas foram do tipo simples, de superfície, entre 0,20 e 0,30 m de profundidade evitando os locais estagnados ou próximos às margens. O frasco aberto foi submerso no sentido contrário à correnteza (ABNT, 1987).

Em seguida, as amostras foram encaminhadas, mensalmente, ao laboratório terceirizado (Control-Laboratório de análises ambientais, situado na capital do estado, Cuiabá, MT) seguindo as normas de preservação e conservação das amostras preconizadas pela CETESB (2011) e pela NBR 9898 (ABNT, 1987).

As variáveis analisadas estão contidas na resolução n. 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005) e fazem parte do conjunto de variáveis do PRAL, quais sejam: Sulfato (SO_4^{2-}), Cloreto (Cl^-), Sódio (Na^+), Potássio (K^+), Magnésio (Mg^{+2}), Cálcio (Ca^{+2}), Bicarbonato (HCO_3^-) e Fósforo (P).

Para análise destas variáveis foram empregados ensaios em laboratório utilizando titulometria conforme metodologia descrita no livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMWW) (APHA, 2017).

Para o cálculo do PRAL foi aplicada a fórmula adaptada de Remer e Manz (1995), utilizada por Carnauba *et al.* (2015) para definir o PRAL em águas minerais.

$$\text{PRAL} = 0,00049 \text{SO}_4^{2-} + 0,027\text{Cl}^- + 0,037 \text{P} - 0,021 \text{K}^+ - 0,026 \text{Mg}^{+2} - 0,0413 \text{Na}^+ - 0,013\text{Ca}^{+2}.$$

Em que,

PRAL é o Potencial de Carga Ácida Renal;

SO_4^{2-} é a concentração de Sulfato, em mg/L;

Cl^- é a concentração de Cloretos, em mg/L;

P é a concentração de Fósforo, em mg/L;

K^+ é a concentração de Potássio, em mg/L;

Mg^{+2} é a concentração de Magnésio, em mg/L;

Na^+ é a concentração de Sódio, em mg/L;

Ca^{+2} é a concentração de Cálcio, em mg/L.

Para o mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Solo, foram utilizadas imagens (bandas 4, 5 e 6), sensor *Operational Land Imager* (OLI) referente à órbita 227, ponto 070, do satélite Landsat-8 obtidas gratuitamente no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2021).

As imagens foram escolhidas de acordo com o período de menor incidência de nuvens, visando melhor nitidez da área delimitada, sendo selecionadas as imagens da data de 15 de setembro de 2021 e 1 de outubro de 2021.

Paralelamente, os mapas foram elaborados no software QGIS, versão 3.16, em seguida, realizado o georreferenciamento das cartas topográficas dos pontos de captação do rio Sepotuba, dos córregos Russo e Queima-Pé.

A partir da elaboração dos mapas de cada bacia hidrográfica contribuinte para os pontos de captação de água bruta para abastecimento público do município de Tangará da Serra- MT, foram agrupadas as cinco principais classes de uso e ocupação do solo, sendo elas: agropecuária, água, área urbana, floresta e mineração. Adicionalmente foi feita também a classificação pedológica e geológica da área de estudo.

Análises estatísticas

Os resultados foram tabulados em planilha eletrônica e, em seguida, para análise estatística utilizou-se o software BioEstat, versão 5.3, sendo empregado o teste Shapiro-Wilk (1965) (Tabela 1) para avaliar a normalidade dos dados, em que $p < 0,05$ rejeita hipótese nula, não apresentando distribuição normal, avaliação da média para testes paramétricos e da mediana para não paramétricos e a correlação de Pearson para verificar a relação entre o PRAL e o tipo de uso e cobertura do solo.

Optou-se pela correlação de Pearson para testar a relação entre as médias de PRAL do ciclo hidrológico completo (seca e chuva) e o uso e cobertura do solo de cada ponto de captação estudado, pois, neste estudo, as variáveis quantitativas não possuem relação funcional, apesar de haver possibilidade de correlação entre elas, como explicado por Mello e Guimarães (2015).

A correlação de Pearson (r) mede a associação linear entre variáveis quantitativas, variando entre -1, correlação linear negativa perfeita, e +1, positiva perfeita, além da possibilidade de ausência total de relação linear ($r = 0$) (MIOT, 2018; SOUSA, 2019) e qualquer valor no intervalo $-1 < r < 1$, os quais podem ser classificados conforme as faixas apresentadas no Quadro 2 (Callegari-Jacques, 2003).

Quadro 2 - Categorização entre os valores do coeficiente de correlação de Pearson (r).

Coeficiente de Correlação	Classificação
$0 < r \leq 0,1 $	Nula
$ 0,1 < r \leq 0,3 $	Fraca
$ 0,3 < r \leq 0,6 $	Moderada
$ 0,6 < r \leq 0,9 $	Forte
$ 0,9 < r < 1 $	Muito Forte
$r=1$	Perfeita

Fonte - Callegari-Jacques, 2003. Adaptação: os autores (2023).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 apresentam-se os resultados do teste de Shapiro-Wilk, com 95% de confiança, entre os períodos hidrológicos (seca e chuva) nas três bacias mantenedoras do sistema de abastecimento público do município de Tangará da Serra - MT, bem como a distribuição dos dados (normal ou não normal) e as suas respectivas médias, pelas quais se observam que apenas no período da seca no córrego Queima-Pé não houve distribuição normal dos dados do PRAL, adotando-se a mediana e não a média.

Tabela 1 - Resultado do teste de Shapiro- Wilk, Distribuição e média entre os períodos hidrológicos nas três bacias mantenedoras do sistema de abastecimento público do município de Tangará da Serra – MT.

BACIA	PERÍODO	Shapiro-Wilk*	Distribuição	Média/Mediana**
Sepotuba	Seca	$s=0,9847$; $p=0,9725$	normal	-0,51
	Chuva	$s=0,9081$; $p=0,4252$	normal	-0,71
Russo	Seca	$s=0,8793$; $p=0,3110$	normal	-0,57
	Chuva	$s=0,9723$; $p=0,8856$	normal	-0,48
Queima-Pé	Seca	$s=0,7213$; $p=0,0128$	não normal	-0,48*
	Chuva	$s=0,9144$; $p=0,4500$	normal	-0,49

* Normalidade com 95% de confiança; **Média para os dados Paramétricos e Mediana para os dados Não Paramétricos.

Fonte - os autores, 2023.

Tabela 2- Resultado do teste de Shapiro-Wilk, Distribuição (normal ou não normal) entre as variáveis analisadas e o PRAL no período hidrológico anual completo (seca e chuva) nas três bacias mantenedoras do sistema de abastecimento público do município de Tangará da Serra - MT.

Variável	Bacia Hidrográfica						
	Sepotuba		Russo		Queima-Pé		
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	
SO ₄ ²⁻	w	0,860	0,980	0,801	0,860	0,079	0,850
	p-Valor	0,227 ^P	0,958 ^P	0,083 ^P	0,151 ^P	0,777 ^P	0,121 ^P
Cl ⁻	w	-	0,453	0,552	0,453	0,552	0,453
	p-Valor	-	0,000 ^{NP}	0,000 ^{NP}	0,000 ^{NP}	0,000 ^{NP}	0,000 ^{NP}
K ⁺	w	0,630	0,871	0,578	0,659	0,563	0,909
	p-Valor	0,002 ^{NP}	0,190 ^P	0,000 ^{NP}	0,001 ^{NP}	0,000 ^{NP}	0,387 ^P
Mg ⁺²	w	0,968	0,791	0,841	0,774	0,931	0,917
	p-Valor	0,860 ^P	0,034 ^{NP}	0,168 ^P	0,023 ^{NP}	0,606 ^P	0,448 ^P
Na ⁺	w	0,841	0,899	0,657	0,890	0,675	0,942
	p-Valor	0,166 ^P	0,322 ^P	0,003 ^{NP}	0,272 ^P	0,005 ^{NP}	0,661 ^P
Ca ⁺²	w	0,804	0,859	0,817	0,821	0,886	0,939
	p-Valor	0,088 ^P	0,148 ^P	0,111 ^P	0,066 ^P	0,338 ^P	0,633 ^P
PRAL	w	0,944	0,871	0,953	0,967	0,846	0,920
	p-Valor	0,695 ^P	0,188 ^P	0,757 ^P	0,876 ^P	0,182 ^P	0,468 ^P

Legenda: ^P para dados paramétricos e ^{NP} para dados não paramétricos; - O Cloreto no período da Seca no Sepotuba apresentou resultado menor que o limite de detecção da metodologia de quantificação do laboratório (< 2,97 mg/L.). Fonte - os autores, 2023.

A variável fósforo (P) não foi descrita nos resultados (Tabela 2), pois se apresentou estável durante todo o ciclo hidrológico nos três pontos de coleta, com resultado ≤ 0,06 mg/L, não sendo possível a aplicação do teste de normalidade.

Tal estabilidade demonstra que não houve eutrofização, crescimento acelerado de algas aquáticas, nos três pontos analisados, influenciada, quando presente, pela ação antrópica, como o descarte de esgoto doméstico e industrial (CETESB, 2021).

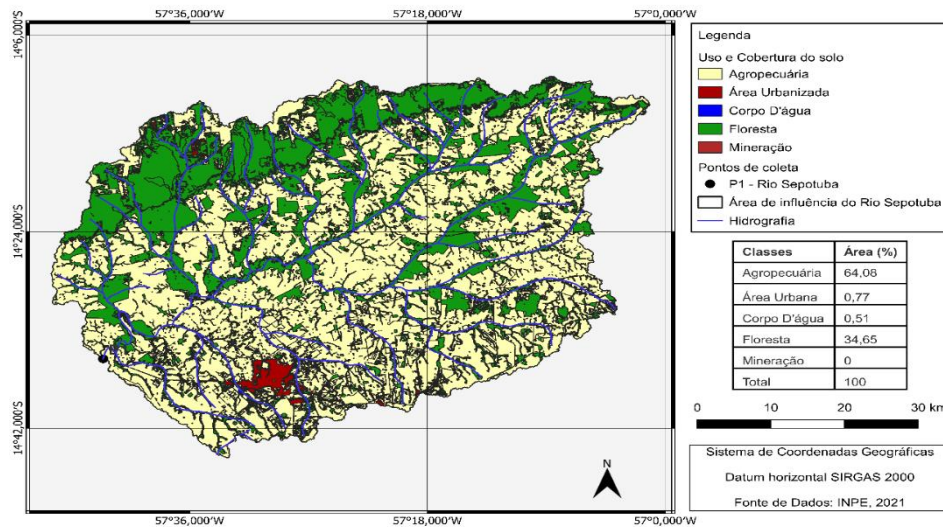
Comportamento semelhante também foi observado no córrego Piraputangas em Cáceres-MT, não sendo encontrados sinais de eutrofização, com resultados de fósforo inferiores a 0,07 mg/L durante todo o período hidrológico investigado (TAVARES *et al.*, 2021).

Os cloretos (Cl⁻) também se mantiveram estáveis no período da seca no rio Sepotuba, com resultado <2,97 mg/L, não sendo possível a aplicação do teste de normalidade (Tabela 2).

O cloreto é um ânion Cl⁻ presente em águas subterrâneas, proveniente da percolação da água por meio das rochas e do solo. Em águas superficiais são oriundos dos efluentes domésticos e em concentrações acima de 250 mg/L conferem sabor salgado, detectável na água (CETESB, 2021).

A bacia hidrográfica do rio Sepotuba apresenta grande parte do solo ocupada por agropecuária, 64,08% e 34,65% ocupado por floresta (Figura 2), apenas 0,77% do solo é ocupado por área urbana, sendo ausente a atividade de mineração.

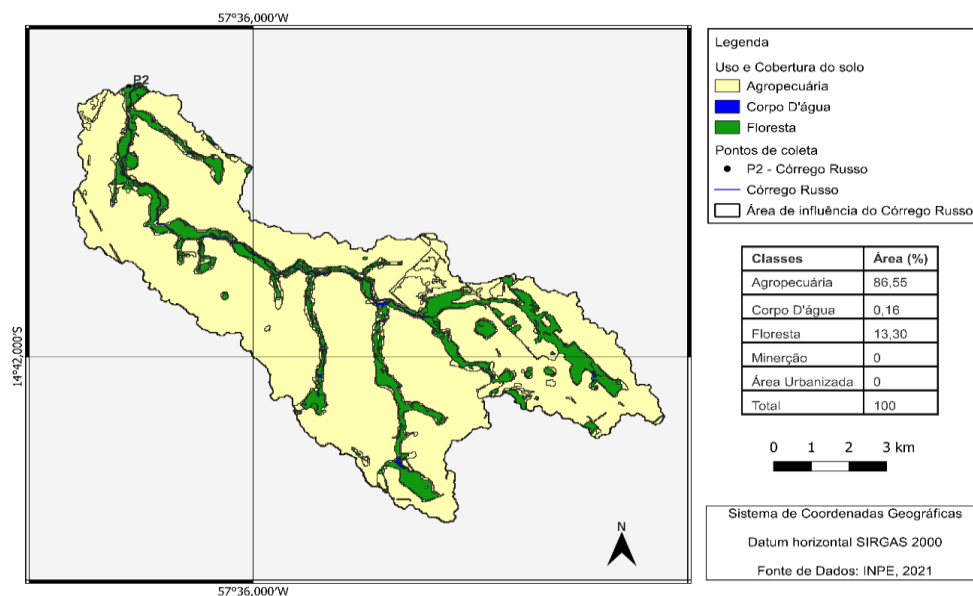
Figura 2 - Uso e Cobertura do solo na bacia hidrográfica à montante do ponto de coleta de água bruta do rio Sepotuba.



Fonte - Elaborado pelos autores, com auxílio do software QGIS, 2022.

Na área drenada pelo córrego Russo, 86,55% do solo é ocupado por agropecuária, enquanto apenas 13,30% correspondem à área de floresta, não havendo presença de urbanização e mineração (Figura 3).

Figura 3 - Uso e Cobertura do solo na bacia hidrográfica à montante do ponto de coleta de água bruta do córrego Russo.

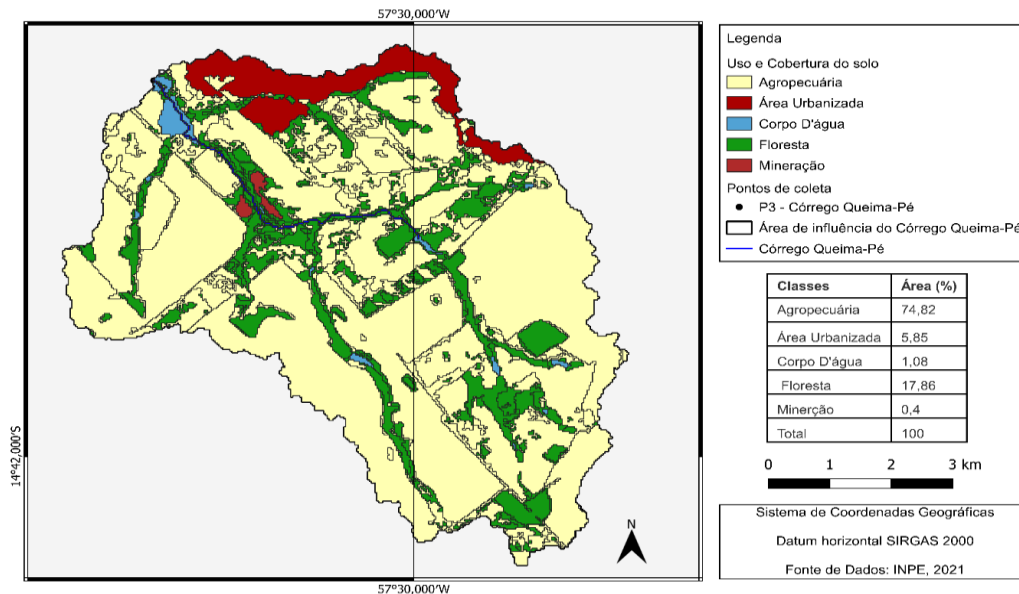


Fonte - Elaborado pelos autores, com auxílio do software QGIS, 2022.

Na bacia hidrográfica do córrego Queima-Pé, 74,82% do solo encontra-se ocupado por atividades de agropecuária, em 17,86% há a presença de florestas e 5,85% dela é urbanizada. Ao contrário do

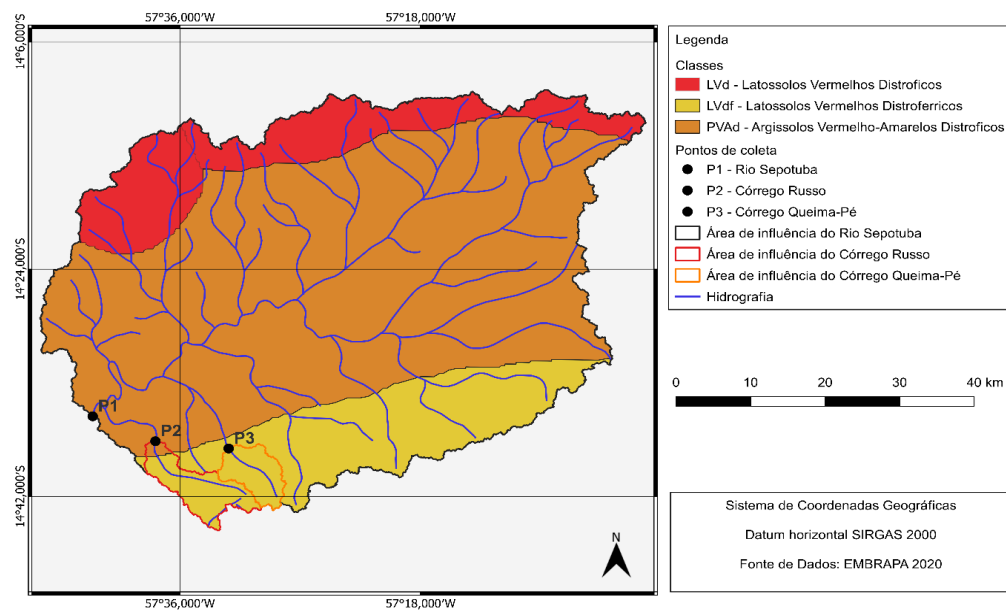
observado no rio Sepotuba e córrego Russo, no córrego Queima-Pé 0,40% do solo é utilizado para mineração (Figura 4).

Figura 4 - Uso e Cobertura do solo na bacia hidrográfica à montante do ponto de coleta de água bruta do córrego Queima-Pé.



Fonte - Elaborado pelos autores, com auxílio do software QGIS, 2022.

Figura 5 - Classificação pedológica da área de estudo, sua ocorrência e abrangência.



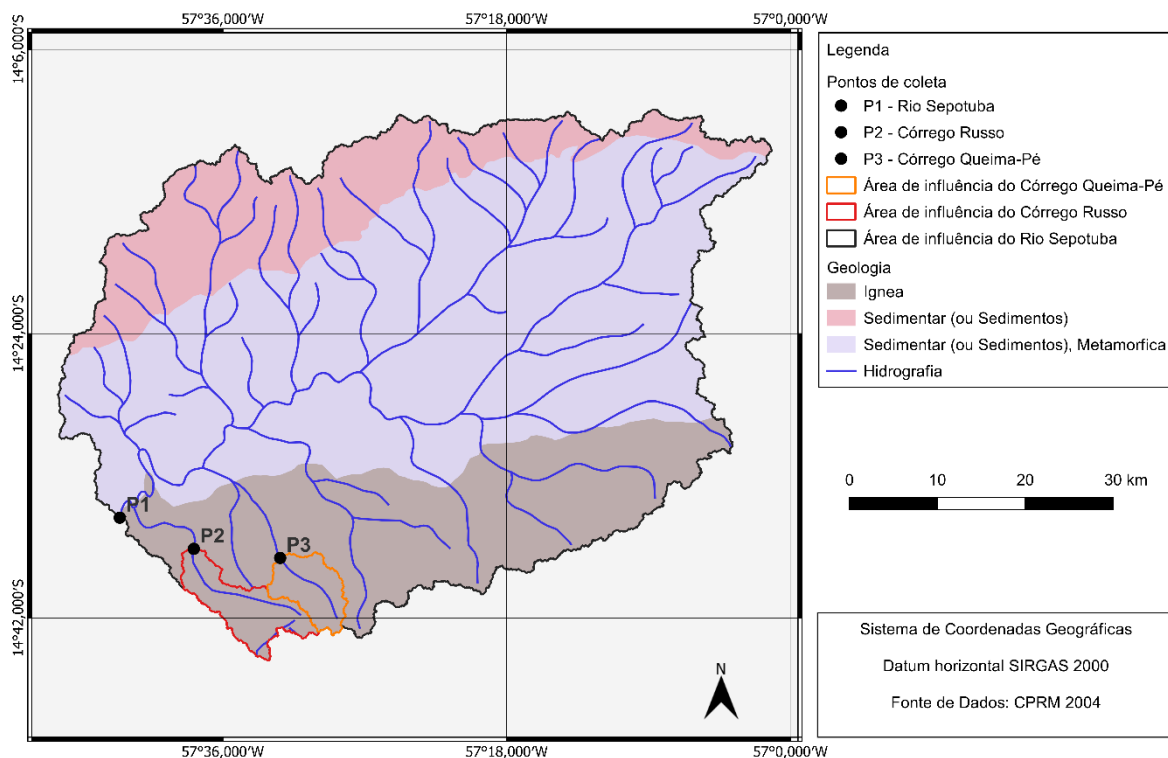
Fonte - Elaborado pelos autores, com auxílio do software QGIS, 2022.

Na Figura 5 apresenta-se a classificação pedológica na área de estudo, donde se observa a ocorrência de solos do tipo Latossolo Vermelho Distrófico; Latossolo Vermelho Distroférrico e Argissolo Vermelho-Amarelo Distroférrico. O primeiro e o segundo diferem entre si apenas no quesito teor de ferro, que é maior no Distroférrico. Ambos possuem cor vermelha acentuada, são muito porosos e bem drenados, profundos e uniformes, e ocorrem em regiões de relevo plano e suave ondulado. Já Argissolo

Vermelho-Amarelo Distroférico, também com teor elevado de ferro, se assemelha aos Latossolos no quesito alta porosidade, profundidade e uniformidade. A cor variando entre os cromas vermelho e amarelo é consequência da alta concentração de ferro, a qual reflete a presença de matizes amarela (Goethita: Óxido de Ferro Hidratado) e matizes vermelhas (Hematita: Óxido de Ferro não Hidratado). Em relação à textura, todos são de composição predominantemente argilosa, podendo sofrer variações das frações areia e silte, em menor proporção (Santos, 2018).

Na Figura 6 apresenta-se a classificação da formação geológica da área de estudo. Por essa classificação observa-se a ocorrência das formações Sedimentar, Sedimentar/Metamórfica e Ígnea. A porção central da área de estudo, em linha com o talvegue principal do rio Sepotuba, apresenta a formação Sedimentar e Metamórfica. Já a porção norte, com influência somente na área de drenagem do rio Sepotuba é Sedimentar, com predominância de arenitos, e a porção sul, na bordadura da serra Tapirapuã, que compreende as áreas de drenagem dos córregos Queima-Pé e Russo, é Ígnea com afloramento de basalto. Embora existam aspectos distintos na formação geológica local, os tipos pedológicos originados dessas formações não se diferem entre si, por definição, no aspecto profundidade, uniformidade, porosidade e, por consequência, na capacidade de drenagem, o que torna o regime hidrológico semelhante em toda a área, especialmente no que concerne à infiltração e drenagem superficial.

Figura 6 - Classificação geológica da área de estudo, sua ocorrência e abrangência.



Fonte - Elaborado pelos autores, com auxílio do software QGIS, 2022.

Santos (2018), define os Latossolos e Argissolos como solos de fertilidade pobre. Essa definição tem respaldo em pesquisas da EMBRAPA e, portanto, é de cunho agrônomo. Na agronomia os macro elementos (presentes em grande quantidade) responsáveis pela fertilidade são o trio NPK (Nitrogênio-Fósforo-Potássio), a dupla Ca-Mg (Cálcio e Magnésio) e os acompanhantes S (Sulfato de Amônio, Sulfato de Cálcio, Sulfato de Potássio) e Cl (Cloro de Potássio). Sendo os Latossolos e Argissolos pobres em fertilidade, pode-se inferir que são pobres desses elementos, portanto, o aporte aumentado desses compostos na água tem forte relação antrópica com o uso agropecuário. Já os elementos Na (Sódio) e Cl (Cloro), quando aumentados, revelam forte relação antrópica com o lançamento de efluentes domésticos e industriais. O Fe (Ferro), cujos teores elevados acrescentam a classificação

Distoférrico aos Latossolos e Argissolos, não participa do PRAL, e, portanto, não se traduz como fonte de variação do PRAL.

O tipo de uso e cobertura do solo no entorno de cada manancial pode repercutir na composição da água. A formação florestal, por exemplo, favorece maior proteção ao solo, propiciando maior taxa de infiltração, retenção de água e menor coeficiente de escoamento superficial, contribuindo com a redução de processos erosivos e de lixiviação (SANTOS; MARCHIORO, 2020). Ainda cabe destacar a autorregulação da floresta que no bioma Amazônico apresenta uma ciclagem de nutrientes em que os nutrientes da floresta são provenientes da serrapilheira (HAAG *et al.*, 1985). Portanto, espera-se uma menor concentração de sais, como os que contribuem para o PRAL, nas áreas com maior proporção de área de cobertura florestal. Ao contrário disso, áreas de uso intenso para agropecuária podem repercutir em resultado inverso, seja pela facilitação do carreamento de detritos do solo para os mananciais, seja pelo aporte de sais solúveis utilizados na fertilização do solo (adubos) ou na alimentação de animais (suplementos minerais), entre outros, como, por exemplo, o uso de agrotóxicos e adjuvantes.

A agropecuária, por sua vez, aumenta a fragilidade ambiental, principalmente quando há manejo incorreto da terra. A redução da cobertura do solo, baixas quantidades de argila, ausência de matéria orgânica promovem os processos erosivos (CASSOL *et al.*, 2023). Em solos arenosos, o processo erosivo costuma ser ainda mais severo. Outro problema é a formação de pastagem deficiente, com baixo aporte tecnológico e que tende ao declínio da vegetação no período seco, favorecendo a redução da proteção do solo. A queimada de pastos ao final do período seco também promove a redução da matéria orgânica e com o início das chuvas esses resíduos sólidos são carregados para os leitos d'água, podendo aumentar a carga de sais dissolvidos na água comprometendo negativamente a sua qualidade, por exemplo, aportando elementos sensíveis às variações do PRAL.

Capoane (2022) analisou o período entre 1988 e 2018 e verificou um aumento de 147,6% das áreas plantadas no Brasil em culturas temporárias, com destaque para a soja, o milho e a cana-de-açúcar. No mesmo período, o aumento no rebanho bovino foi de 384% (CAPOANE, 2022). O Mato Grosso durante o período estudado, aumentou 581,1% sua área plantada com culturas temporárias. Moura (2022) afirma que atualmente, o Estado, sozinho, é responsável por mais de 17% da produção nacional, líder no cultivo de soja, milho, algodão e criação de bovinos, sendo as áreas de cultivo uma fonte de todos os elementos que compõe o PRAL. Desse recorte, nota-se tendência de expansão do agronegócio no estado de Mato Grosso, fato comprovado pelos resultados de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas analisadas, cujo uso agropecuário é predominante em todas elas. Dessa exposição se extrai a necessidade de estudos mais detalhados sobre a composição química das águas desses mananciais mantenedores do município de Tangará da Serra a fim de averiguar distinção entre eles para nortear o planejamento do sistema de captação, tratamento e distribuição de água.

A expansão dos pontos de captação faz-se necessária, uma vez que apenas o córrego Queima-Pé sozinho não está suprindo as demandas municipais, já com uma nova crise hídrica em curso no segundo semestre de 2023, contudo acompanhar a composição físico-química destes mananciais é essencial para que possam ser estabelecidas estratégias a fim de beneficiar a população não apenas com a ausência de racionamento hídrico, como também qualidade e benefícios da água fornecida pelo abastecimento público.

A urbanização, assim como a agropecuária, promove a supressão vegetal, o aumento do escoamento superficial e favorece os desastres socioambientais, como os alagamentos e as enchentes (SANTOS; MARCHIORO, 2020; FRANÇA; PINTO, 2023). O escoamento superficial é um exemplo de erosão que promove a remoção e arraste da camada superficial do solo, a degradação da vegetação e desproteção do solo é o principal responsável pelo fenômeno. Para os valores de PRAL, o escoamento superficial é crucial, ao promover o acúmulo dos elementos na água.

Os valores de PRAL indicaram correlação com o uso e ocupação do solo dos pontos de captação estudados e com o regime hídrico da região (Tabela 2). O resultado de PRAL apresenta correlação forte positiva com a atividade agropecuária no ciclo anual, durante o período de seca, a correlação passa a ser negativa moderada. Durante o período de chuva, a correlação volta a ser forte positiva.

O PRAL, no ciclo hidrológico anual ao ser comparado com a agropecuária, aumenta no período chuvoso com o escoamento superficial e, conseqüentemente, com o aumento do transporte das substâncias presentes nos fertilizantes, nos compostos agroquímicos, em geral, para os corpos d'água. Já no período da seca, esse carreamento proveniente dos resíduos da agropecuária chega aos mananciais, porém em velocidade menor, do que observado no período chuvoso.

Dessa forma, observa-se que a atividade agropecuária, possivelmente, exerce influência nos resultados de PRAL. Além disso, durante o período de seca, essa relação proporciona resultados distintos ao período chuvoso. Isso porque, tanto a agricultura como a pecuária dependem do ciclo hidrológico, havendo atenuação das atividades no período de estiagem. A ausência de precipitação também reduz o carreamento de resíduos para o leito dos rios, reduzindo; portanto, o acúmulo de sulfatos, cloretos, fósforo, potássio, magnésio, sódio e cálcio na água.

Tabela 2 - Resultado da correlação do PRAL com o uso e cobertura do solo de cada bacia hidrográfica à montante do ponto de coleta de água bruta do rio Sepotuba, córregos Russo e Queima-Pé.

Correlação PRAL x Uso			
Período	Agropecuária	Floresta	Urbanização
Anual	0.6593 (Fo)	-0.8747(Fo)	0.6473(Fo)
Seca	-0.5987(M)	0.2927(Fr)	0.8800(Fo)
Chuva	0.8818(Fo)	-0.9893(MF)	0.3375(M)

Legenda: MF: Muito Forte; Fo: Forte; M: Moderado; Fr: Fraco
Fonte - Organizado pelos autores (2023).

Os valores de PRAL na água tendem a ser menores quando o solo é ocupado por floresta. No ciclo anual, a correlação é forte negativa. Já no período da seca, a correlação é fraca positiva, enquanto no período chuvoso, é muito forte negativa (Tabela 2). Evidenciando que a vegetação natural proporciona maior qualidade da água.

A urbanização apresenta correlação forte positiva sobre os valores de PRAL no ciclo anual, sendo no período da seca a maior contribuição para o aumento desses valores. No período chuvoso, a correlação da urbanização nos valores de PRAL passa a ser moderada (Tabela 2). No período seco, os rios apresentam elevada redução no volume de água na região, o que proporciona uma maior concentração dos elementos avaliados, oriundos de esgoto urbano. Por outro lado, no período com elevada taxa pluviométrica, há uma diluição desses compostos no volume de água.

A agropecuária e urbanização apresentam correlação positiva no ciclo anual, dessa forma, há uma acidificação da água devido a essas atividades. Portanto, pode-se considerar, com base nesses dados, que essas atividades são acidificantes, enquanto a cobertura florestal tem potencial alcalinizante.

Na seca, as correlações variaram de fraca a forte, sendo negativa para agropecuária e positiva para os demais usos. Na seca, sem o aporte de água de chuva (naturalmente ácida) predomina a exfiltração de água do solo que leva consigo o retrato do uso e ocupação. É provável que na composição iônica da água exfiltrada predominem os elementos alcalinizantes, como o Ca, Mg e K, que são produtos utilizados na adubação das lavouras e o Na, juntamente com outros minerais, que são utilizados na suplementação mineral dos animais.

Na floresta, a correlação foi fraca indicando baixa atividade biológica na área florestal no período seco. A urbanização parece contribuir para a acidificação da água, aportando os elementos Sulfato, Fosfato e Cloretos, o que pode ser uma evidência do lançamento de esgoto doméstico, industrial e dejetos de animais confinados aos corpos hídricos. Faz sentido se pensar que na seca a vazão natural do curso d'água diminui, reduzindo o poder depurativo do corpo hídrico, fazendo aumentar a concentração dos elementos lançados.

A atividade agropecuária necessita de grande aporte de fertilizantes e corretivos de solo para obter produtividade adequada (PAHALVI *et al.*, 2021). Em solos do Cerrado, encontram-se atualmente extensas áreas de cultivo agrícola, sendo possível a manutenção da agricultura nessa região principalmente devido à agroquímica, que proporciona a possibilidade de correção do solo, através do calcário (fonte de Ca e Mg) (GOMES *et al.*, 2019). Além disso, todos os anos são depositadas grandes quantidade de adubos químicos (N, P e K), principalmente macronutrientes, nitrogênio, potássio, fósforo, cálcio, magnésio entre outros, os quais não são totalmente aproveitados pelas plantas e podem ser transportados para o leito dos rios através da chuva.

Entre os anos de 2000 e 2012, estima-se que a quantidade de fósforo perdido em cultivos anuais (soja, milho, algodão) teve um aumento de 5% em solos com pouca erosão (GOMES *et al.*, 2019). Já em

solos com elevada taxa erosiva, a perda de nutrientes tende a ser entre 13,1 e 25,9 vezes mais nutrientes do que áreas com baixas e moderadas taxas de erosão (GOMES *et al.*, 2019). A erosão se deve principalmente ao tipo de uso do solo, sendo maior em regiões com exploração excessiva, redução da matéria orgânica ou solos pré-dispostos, como os arenosos. Com o aumento das áreas agrícolas, essa perda de fósforo e outros nutrientes tendem a aumentar, uma vez que a demanda por alimento é cada vez maior. Dessa forma, a atividade agropecuária é uma das principais fontes dos elementos componentes da PRAL, presentes na água das bacias hidrográficas.

A agropecuária é uma das atividades antrópicas com elevado impacto sobre a utilização da água e solo (FAO, 2019). Além do uso intenso de adubos químicos, há ainda a utilização de agrotóxicos, como fungicidas que têm em sua composição elevada quantidade de enxofre (DEVENDAR; YANG, 2019), sendo um dos componentes dos sulfatos que compõem o PRAL.

O revolvimento do solo para preparo do plantio, pode proporcionar a erosão e através da chuva serem carregadas grande quantidade de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, além de enxofre presente nos formulados (supersimples), impactando a qualidade do solo e da água (PAHALVI *et al.*, 2021). Quando há a exposição do solo, devido ao desmatamento, preparo do solo, há também a liberação de sedimentos, que vão sendo dissolvidos na água, propiciando a erosão. Contudo, a ação antrópica como o despejo de esgoto sanitário, industrial e agrícola favorecem o descarte de elevadas concentrações de elementos como o sódio, o cloreto, o cálcio e o potássio, refletindo no desequilíbrio ambiental (CETESB, 2019).

Por outro lado, a floresta nativa apresenta ciclagem dos nutrientes, sendo o aporte nutricional proporcionado pela decomposição da serrapilheira, onde a floresta se alto mantém (HAAG *et al.*, 1985). A floresta ainda proporciona a proteção dos corpos d'água, sendo muito importante a manutenção de matas ciliares para que não haja assoreamento dos rios. No presente estudo, os resultados apontam que a floresta reduz a presença dos elementos que acidificam o PRAL, o que ressalta para a importância da manutenção da vegetação próxima aos rios, córregos e lagos.

A degradação de áreas nativas para implantação de lavouras, ou qualquer outra atividade, interfere na capacidade de infiltração e a evapotranspiração na bacia hidrográfica, o que afeta o fluxo de córregos, a dinâmica do fluxo e as cargas de nutrientes, sedimentos e tóxicos para os corpos d'água (OGDEN *et al.*, 2013; PALM *et al.*, 2014; HUGHES *et al.*, 2019). Dessa forma, a floresta nativa auxilia na melhoria da qualidade da água, sendo importante, em estudos futuros, a exploração do tema.

O desmatamento aliado à urbanização apresenta-se como um dos fatores que comprometem a qualidade da água devido à degradação do solo e geração de resíduos como o esgoto (TANIWAKI *et al.*, 2017; DE PAULA *et al.*, 2018). Um dos principais componentes do esgoto urbano é o fósforo, mas também o sódio (CORDELL; WHITE, 2014; VON SPERLING, 2005; MEDEIROS, 2005).

O tratamento de esgoto é uma das alternativas para reduzir o impacto gerado pela urbanização sobre a qualidade da água. Além disso, o saneamento básico é importantíssimo para a redução de diversas doenças ligadas ao consumo de água inadequada ao uso humano (CETESB, 2019). O aproveitamento de resíduos de esgoto para adubação de cultivos perenes, áreas de plantas ornamentais podem reduzir a contaminação por fósforo, potássio, entre outros, reduzindo, assim, o PRAL.

Carnauba *et al.* (2015) enfatizam que a origem geológica do solo da área de captação influencia na composição da água. No entanto, em solos altamente intemperizados, como o da região de estudo, a presença dos elementos avaliados em formas trocáveis no sistema solo-planta-atmosfera é extremamente baixa, devido às características do solo (PAVINATO e ROSOLEM, 2008). Dessa forma, os elementos químicos encontrados nas amostras têm origem da ação antrópica, seja da agropecuária, mineração, urbanização, ou outros fatores.

Carnauba *et al.* (2015), Remer e Manz (1995), percussores do algoritmo PRAL, salvaguardam que inúmeros componentes podem aferir alcalinidade à água, como o sódio, o potássio, o cálcio e o magnésio, enquanto o sulfato, o cloreto e o fosfato acidificam a água. Sendo reconhecido que grande parte dos poluentes presentes nas águas doces no Brasil têm origem na urbanização (esgoto doméstico), agropecuária (escoamento agrícola) e efluentes industriais (KELMAN, 2015; FERREIRA *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2017).

O ciclo hidrológico apresenta influência sobre a qualidade da água, Sousa *et al.* (2022) enfatizam que o regime hidrológico interfere na diluição ou concentração das variáveis, as quais vão determinar a qualidade ou não da água. De Paula *et al.* (2018) observaram que o ciclo hidrológico tem influência sobre a qualidade da água e a presença de florestas reduzem a temperatura e a acidez da água,

concentração de potássio e pH. Sendo assim, o presente estudo apresenta resultados explicáveis pelo tipo de ocupação do solo e efeito do ciclo hidrológico na qualidade da água.

A cobertura florestal reduz a liberação de componentes que acidificam o PRAL na água, mantendo a água mais alcalina, ao atuar como uma barreira mecânica natural para o escoamento da água, bem como previne os processos erosivos (LIMA, 2021).

Pirolí (2022) defende que a delimitação do escoamento superficial, a maximização das taxas de infiltração recarrega os lençóis freáticos e promovem a manutenção das nascentes. Entretanto, essa proteção só ocorrerá com a manutenção, preservação das matas ciliares e dos ecossistemas envolvidos.

Tanto a agropecuária quanto a urbanização promovem a acidificação da água através do acúmulo dos componentes do PRAL, apresentando valores muito próximos de correlação anual, sendo ambos prejudiciais à qualidade da água. Havendo variações quanto ao período do ano. No período seco, a agropecuária é menos prejudicial, pois ocorre redução do carreamento de partículas aos mananciais.

Neves Júnior (2022) elucida que a urbanização apresenta maior contribuição para o aumento do PRAL nesse período devido às pressões antrópicas, as quais favorecem a liberação de elementos acidificantes ao PRAL, como os processos erosivos, despejo de efluentes sejam eles domésticos ou industriais. Havendo no período chuvoso, o efeito inverso.

Em suma, urge a implantação de um manejo integrado das bacias hidrográficas, por meio da realização de planejamento com participação dos órgãos responsáveis e da sociedade. Deve-se conhecer todo o caminho que as águas percorrem dentro dos organismos humanos, vegetais, domicílios, das fábricas, dos serviços de saúde em geral, dos centros de ensino, dos sistemas de irrigação, da agropecuária, da indústria e do comércio. Enfim, conhecer todas as possibilidades de uso do recurso hídrico para preservação, desse patrimônio natural da humanidade, e responsabilização de todos os agentes envolvidos (PIROLI, 2022).

Conhecer o ciclo hidrológico, a realidade das bacias, bem como do seu entorno, as fontes de poluição e contaminação fazem parte da elaboração de um plano estratégico para o melhor uso de determinado manancial. O equilíbrio entre a recuperação das áreas degradadas e o uso dos recursos hídricos são o ponto chave para sanar as demandas atuais e futuras.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso e ocupação do solo influenciam nos valores de PRAL, assim como a estacionariedade do ciclo hidrológico. A agropecuária e urbanização proporcionam aumento nos valores de PRAL principalmente no período de chuva e seca, respectivamente.

Quando o solo é ocupado por floresta, há uma redução nos valores de PRAL. Mesmo que a faixa de floresta no ponto de coleta não seja extensa, obtiveram-se menores valores de PRAL, encorajando estudos futuros que estabeleçam extensões mínimas de floresta para a conservação da qualidade da água. Ou até mesmo estudos que auxiliem a entender de que forma a floresta reduz esses índices de nutrientes na água.

Os resultados analíticos das amostras de água superficial analisadas atenderam os padrões para água Doce, Classe II.

AGRADECIMENTOS

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

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. 23ª Edição, 2017.

ANGELOCO, L. R. N. N. **Associação entre carga ácida da dieta e bicarbonato sérico em portadores de doença renal crônica**. 2017. Tese (Doutorado em Clínica Médica) - Faculdade de

Medicina de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2017. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.17.2018.tde-23042018-103050> .

ARRUDA, N.S.; MENEZES, D. B. Alteração antrópica na qualidade dos aquíferos Coluvionar e Itaqueri nas cabeceiras do rio Monjolinho, São Carlos-SP. **Geosciences= Geociências**, v. 41, n. 1, p. 137-150, 2022. Disponível em:

<https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/16042>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 22 p, 1987.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), 2005.

CALLEGARI-JACQUES, S. Bioestatística: princípios e aplicações. **Porto Alegre: Artmed**, p.90, 2003.

CAPOANE, V. Expansão da fronteira agrícola no estado de mato grosso entre os anos de 1988 e 2018. **Caderno Prudentino de Geografia**, [S. l.], v. 1, n. 44, p. 73–98, 2022. Disponível em:

<https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/8076>. Acesso em: 9 set. 2022.

CARNAUBA, R. A.; SUSSAIO, M.M.; FONSECA, A.B.B.L.; NAVES, A.; PASCHOAL, V.; CHAVES, D.F.S. Avaliação do potencial alcalinizante das águas minerais comercialmente disponíveis em território brasileiro. **Revista da Sociedade Brasileira de Alimentação e Nutrição**, v. 40, p. 344-351, 2015. <https://doi.org/10.4322/2316-7874.78015>

CASSOL, C. *et al.* Utilização de variáveis físico-químicas do solo para o mapeamento da fragilidade potencial e ambiental na bacia hidrográfica do rio Ivinhema. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 01, p. 466-488, 2023. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.1.p466-488>

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2019. Disponível em:

<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-E-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-variaveis.pdf>

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos metodologias analíticas e de amostragem 2021**. São Paulo: CETESB, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/Apendice-C-Significado-ambiental-e-sanitario-das-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos-e-metodologias-analiticas-e-de-amostragem.pdf>.

CORDELL, D.; WHITE, S. Life's Bottleneck: Sustaining the World's Phosphorus for a Food Secure Future. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 39, n. 1, p. 161–188, 2014.

DE PAULA, F. R., GERHARD, P., DE BARROS FERRAZ, S. F., & WENGER, S. J. (2018). Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1181-1191, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.061>

DE OLIVEIRA, L. M.; MAILLARD, P.; DE ANDRADE PINTO, E. J. Application of a land cover pollution index to model non-point pollution sources in a Brazilian watershed. **Catena**, v. 150, p. 124-132, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.015>

DEVENDAR, Ponnamm; YANG, Guang Fu. Agroquímicos contendo enxofre. **Química do Enxofre** , p. 35-78, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-25598-5_2

FAOSTAT Statistical Database (2019). Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. 2019. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/>

FERREIRA, P., VAN SOESBERGEN, A., MULLIGAN, M., FREITAS, M., & VALE, M. M. Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services? The case of a

Brazilian megalopolis. **Science of the Total Environment**, v. 685, p. 248-258, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.065>

FRANÇA, E. M. S.; PINTO, J. E.S. S. Configuração espacial e demográfica e seus contrastes socioambientais urbanos. **ACTA Geográfica**, v. 16, n.40, p.43-63, 2023. Disponível em:

<http://revista.ufr.br/actageo/article/view/6653/3776>

GOMES, L., SIMÕES, S. J., DALLA NORA, E. L., DE SOUSA-NETO, E. R., FORTI, M. C., & OMETTO, J. P. H. Agricultural expansion in the Brazilian Cerrado: Increased soil and nutrient losses and decreased agricultural productivity. **Land**, v. 8, n. 1, p. 12, 2019.

<https://doi.org/10.3390/land8010012>

GOUVEIA, R. G. L.; GALVANIN, E. A. S.; NEVES, S. M. A. S. Aplicação do Índice de Transformação Antrópica na análise multitemporal da bacia do córrego do Bezerro Vermelho em Tangará da Serra - MT. **Revista Árvore**, n. 37, p. 1045-1054, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000600006>

HAAG, H. P., VALERA, F. P., CHIARANDA, R., KIKUTI, P., CHAVEZ, J. M., DONALD, E. D. F., ... & RUEDA, J. **Ciclagem de nutrientes em florestas trópicais**. Campinas: Fundação Cargill, 1985.

HENDGES, L. T.; REINHER, R. C. R.; LEICHTWEIS, J.; FERNANDES, E. J. Planejamento do uso do solo em bacias hidrográficas: áreas agrícolas; áreas urbanas e áreas de preservação permanente. In: Seminário de Iniciação Científica, Ijuí. **Anais do Salão do Conhecimento**, 2017.

HUGHES, R. M. **Ecological integrity: conceptual foundations and applications**. Oxford University Press, 2019.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Panorama. Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/tangara-da-serra/panorama>. Acesso em 26 ago. 2022.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Censo Demográfico**. Prévia da população dos municípios com base nos dados do Censo Demográfico 2022 coletados até 25/12/2022. Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/22827-censo-demografico-2022.html?edicao=35938&t=resultados>

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Catálogo de Imagens**. Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/index.php>

JACOBI, P. R.; CIBIM, J. C.; SOUZA, A. N. Crise da água na Região Metropolitana

de São Paulo – 2013-2015. **Revista Geosp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 19, n. 3, p. 422-444. 2016. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geosp.2015>104114>

KELMAN, Jerson. Water supply to the two largest Brazilian metropolitan regions. **Aquatic Procedia**, v. 5, p. 13-21, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.10.004>

LIMA, M. V. Atividade pecuária e a transformação da mata ciliar do açude Orós/CE: Um trabalho com alunos e pequenos pecuaristas/Cattle raising activity and the transformation of the riparian forest of the Orós Dam/CE: A work with students and small cattle ranchers. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 9, p. 91148-91162, 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n9-327>

MELLO, F.; GUIMARÃES, R. Métodos Estatísticos para o Ensino e a Investigação nas Ciências da Saúde – Com utilização do SPSS. Lisboa: Silabo, 2015.

MEDEIROS, S. D. S., SOARES, A. A., FERREIRA, P. A., NEVES, J. C., MATOS, A. T. D., & DE SOUZA, J. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 603-612, 2005.

MENEZES, J. P. C., BITTENCOURT, R. P., FARIAS, M. D. S., BELLO, I. P., FIA, R., & OLIVEIRA, L. F. C. D Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, p. 519-534, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>

MIOT, H. A. Análise de Correlação em estudos clínicos e experimentais. **Jornal Vasculiar Brasileiro**, v.17, n.4, p 275-279, 2018. <https://doi.org/10.1590/1677-5449.174118>

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicadora de uso e ocupação do solo: Bacia do Gama, Distrito Federal. **Revista Química Nova**, v. 33, n. 1, p.97-103, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000100018>

MOURA, V. Mato Grosso lidera produção agropecuária brasileira por 4 anos consecutivos, 19/01/2022. Disponível em: <http://www.sedec.mt.gov.br/-/18778693-mato-grosso-lidera-producao-agropecuaria-brasileira-por-4-anos-consecutivos>.

NASCIMENTO, T. V. do; FERNANDES, L. L. Mapeamento do Uso e Ocupação do Solo em uma Pequena Bacia Hidrográfica da Amazônia. **Ciência e Natura**, [S. l.], v. 39, n. 1, p. 170–178, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5902/2179460X21737>. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/21737>. Acesso em: 4 set. 2022.

NEVES JÚNIOR, Paulo Sérgio. **Avaliação ambiental de nascentes de água no município de Volta Redonda/RJ**. 2022. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2022.

OGDEN, F. L., CROUCH, T. D., STALLARD, R. F., & HALL, J. S. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resources Research*, v. 49, n. 12, p. 8443-8462, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>

PAHALVI, H. N., RAFIYA, L., RASHID, S., NISAR, B., & KAMILI, A. N. **Chemical fertilizers and their impact on soil health. Microbiota and Biofertilizers**, Vol 2: Ecofriendly Tools for Reclamation of Degraded Soil Environs, p. 1-20, 2021. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-61010-4>

PALM, C., BLANCO-CANQUI, H., DECLERCK, F., GATERE, L., & GRACE, P. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 187, p. 87-105, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 32, p. 911-920, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300001>

PESSOA, S.P.M.; GALVANIN, E. A.S.; KREITLOW, J.P.; NEVES, S.M.A.S.; NUNES, J.R.S.; ZAGO, B. W. Análise espaço-temporal da cobertura vegetal e uso da terra na Interbacia do rio Paraguai médio-MT, Brasil. **Revista Árvore (Impresso)**, v. 37, n. 1, p.119-128, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000100013>

PIROLI, E. L. **Água e bacias hidrográficas: planejamento, gestão e manejo para enfrentamento das crises hídricas** [online]. São Paulo: Editora UNESP, 141 p, 2022. ISBN: 978-65-5714-298-1. <https://doi.org/10.7476/9786557142981>

Programa das Nações Unidas para Desenvolvimento (PNUD). **Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil**. Brasília, 2013. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/ranking>

QUEIROZ, T.M.; ZANINI, T.S. Estudo Qualitativo da Água do Riacho Queima-Pé, em Tangará da Serra – MT. **Revista de Engenharia e Tecnologia**. V. 9, Nº. 2, p.85-94, Ago/2017. Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/ret/article/view/11268>

REMER T, Manz F. Dietary protein as a modulator of the renal net acid excretion capacity: Evidence that an increased protein intake improves the capability of the kidney to excrete ammonium. **J Nutri Biochem**, v.6, p.431-437, 1995. [https://doi.org/10.1016/0955-2863\(95\)00064-7](https://doi.org/10.1016/0955-2863(95)00064-7)

REMER, Thomas. Influence of nutrition on acid-base balance—metabolic aspects. *European journal of nutrition*, v. 40, p. 214-220, 2001. <https://doi.org/10.1007/s394-001-8348-1>

ROLIM, A. **Executivo tem R\$ 28 milhões aprovados para captação de água do Sepotuba e ampliação da Estação de Tratamento de Água**. Samae, 28/05/2021a. Disponível em: Executivo tem R\$ 28 milhões aprovados para captação de água do Sepotuba e ampliação da Estação de Tratamento de Água | Tangará da Serra (tangaradaserra.mt.gov.br)

ROLIM, A. **Secretários de Cultura e Turismo e de Indústria e Comércio apresentam relatórios dos primeiros 180 dias**. Prefeitura de Tangara da Serra. 03/08/2021b. Disponível em: <https://tangaradaserra.mt.gov.br/site/?noticias=secretarios-de-cultura-e-turismo-e-de-industria-e-comercio-apresentam-relatorios-dos-primeiros-180-dias>

SANTOS, H. G. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5 Brasília: EMBRAPA, 2018, 356 p.

SANTOS, J.R.U.; MARCHIORO, E. Análise empírica da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Duas Bocas, Espírito Santo, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 39, p. 72-87, 2020. <https://doi.org/10.11606/rdg.v39i0.160946>

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete sample). **Biometrika**, Great Britain, v.52, n.3, p.591-611, 1965. <https://doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591>

SILVA, F.L. *et al.* Gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas no Brasil: elementos básicos, histórico e estratégias. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 3, p. 1626-1653, 2021. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1626-1653>

SOUSA, A. Coeficiente de Correlação de Pearson e Coeficiente de correlação de Spearman: o que medem e em que situações devem ser utilizados? **Cordeiro dos Açores: Matemática**, p.19, 2019. p. 19. Disponível em: https://repositorio.uac.pt/bitstream/10400.3/5365/1/Sousa_CA_21%20Mar%C3%A7o%202019.pdf.

SOUSA, R. G. D., FREITAS, A. S. D., OLIVEIRA, A. S. D., & SILVA, H. R. Mapeamento da distribuição espacial da qualidade da água em função do uso e da ocupação do solo e da precipitação na Bacia do rio Pará, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, p. 817-829, 2022. <https://doi.org/10.1590/s1413-415220200369>

TANIWAKI, R. H., CASSIANO, C. C., FILOSO, S., DE BARROS FERRAZ, S. F., DE CAMARGO, P. B., & MARTINELLI, L. A. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 584, p. 339-347, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>

TAVARES, C. C.; SOUSA, J. B.; SILVA, F. L.; SOUZA, C. A. Qualidade da água na bacia hidrográfica do córrego Piraputangas, Cáceres, Mato Grosso. **REVISTA EQUADOR**, v. 10, n. 2, p. 155-182, 2021. Disponível em: <https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/article/view/12749/7700>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª Edição. ed. Belo Horizonte: SEGRAC, v. I, 2005.

WELCH, A. A., MACGREGOR, A. J., SKINNER, J., SPECTOR, T. D., MOAYYERI, A., & CASSIDY, A. A higher alkaline dietary load is associated with greater indexes of skeletal muscle mass in women. **Osteoporosis International**, v. 24, p. 1899-1908, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00198-012-2203-7>.

Recebido em: 30/06/2023

Aceito para publicação em: 18/12/2023