



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM FITOTECNIA**

**MONITORAMENTO DA MUDANÇA DO USO DA TERRA
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERRUGA POR
MEIO DE ATRIBUTOS DE FERTILIDADE**

RAIANE LIMA OLIVEIRA

**VITÓRIA DA CONQUISTA
BAHIA-BRASIL
2023**

RAIANE LIMA OLIVEIRA

**MONITORAMENTO DA MUDANÇA DO USO DA TERRA NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO VERRUGA POR MEIO DE ATRIBUTOS DE
FERTILIDADE**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Fitotecnia, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador: Prof. Dr. Cácio Luiz Boechat

O51m

Oliveira, Raiane Lima.

Monitoramento da mudança do uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Verruga por meio de atributos de fertilidade. / Raiane Lima Oliveira, 2023.

48f. : il.

Orientador (a): Dr. Cácio Luiz Boechat

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia,
Programa

de Pós-Graduação em Agronomia, Área de concentração em Fitotecnia. Vitória da Conquista, 2023.

Inclui referência F. 40 - 48.

1. Qualidade do solo. 2. Ecossistema. 3. Monitoramento ambiental. 4. Ação Antrópica. I. Boechat, Cácio Luiz. II. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia. T.III.

Catálogo na fonte: Juliana Teixeira de Assunção – CRB 5/1890

UESB – Campus Vitória da Conquista – Ba

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
Área de Concentração em Fitotecnia

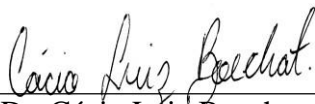
Campus de Vitória da Conquista-BA

DECLARAÇÃO DE APROVAÇÃO

Título: Monitoramento da mudança do uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Verruga por meio de atributos de fertilidade

Autora: Raiane Lima Oliveira

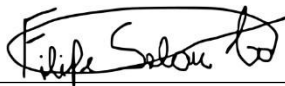
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM AGRONOMIA, ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM FITOTECNIA, pela seguinte Banca Examinadora:



Prof. Dr. Cácio Luiz Boechat (UESB)
Presidente



Prof. Dr. Zigomar Menezes de Souza (UNICAMP)



Prof. Dr. Filipe Selau Carlos (UFPeI)

Data de realização: 09 de Fevereiro de 2023.

Dedico aos meus pais por sempre me incentivarem a buscar conhecimento, independente das circunstâncias ao nosso redor e por serem fontes de inspiração e motivação diária.

AGRADECIMENTOS

Á Deus por estar comigo em todos os momentos da minha vida me guiando e iluminando e por todas as bênçãos que recebo a cada dia.

Aos meus pais José Rocha e Railda Lima por todo incentivo e apoio na busca de conhecimento ao longo da minha vida.

A minha irmã Josi Lima e ao meu cunhado Ednaldo por todo apoio que me deste na sua casa durante esse período.

Ao meu noivo Carlos Loro Filho por toda paciência, por alegrar meus dias, pelo companheirismo, incentivo e amor.

Ao meu amigo Kaique Mesquita que me ajudou desde o início dessa jornada, da realização deste trabalho em todas as coletas e processamentos das amostras, não só com isso, mas no meu dia a dia desde que nos conhecemos, tem me ajudado, dando contribuições valiosas para a minha vida. Deus te abençoe e ilumine sempre, minha eterna gratidão.

Ao Prof. Dr. Cácio Luiz Boechat pela competente orientação e valiosas contribuições durante a realização deste trabalho, além de toda dedicação e empenho na elaboração desta dissertação, mas principalmente pela amizade, mesmo virtual sempre pronto para me orientar e sanar minhas dúvidas.

À Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, em especial aos professores por todo o conhecimento compartilhado durante esse período.

A Universidade Federal do Piauí pela a disponibilização do laboratório para realização das análises de solo e a toda equipe do Laboratório de Análise de Solo do Campus Prof.^aCinobelina Elvas.

A FAPESB pelo o apoio financeiro por meio da concessão de bolsa.

A amiga Sandy que esteve comigo na execução das atividades no laboratório.

A todos que me ajudaram a chegar até o final desta jornada muito obrigado.

RESUMO

OLIVEIRA, R. L. **Monitoramento da mudança do uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Verruga por meio de atributos de fertilidade.** Vitória da Conquista - BA, UESB, 2023. 44 p. (Dissertação: Mestrado em Agronomia; Área de Concentração: Fitotecnia)*.

As mudanças no uso/cobertura da terra influenciam a biogeoquímica, a hidrologia e o clima da Terra além de ser um dos principais fatores determinantes da mudança hidrológica nas bacias hidrográficas. Assim, as respostas químicas às mudanças no uso da terra requerem avaliações detalhadas para garantir a gestão sustentável dos recursos naturais e dos ecossistemas. Diante do exposto, este estudo objetivou avaliar os atributos químicos e a granulometria do solo sob diferentes usos e coberturas (área nativa, pastagem, área cultivada e área urbana) ao longo da bacia hidrográfica do Rio Verruga no Sudoeste da Bahia. As amostras compostas do solo consistiram em cinco subamostras, uma central e quatro ao redor dos pontos cardeais a 0,0-0,2 m de profundidade em cada área, a fim de representar a diversidade de classes de solo e materiais de origem do solo. A análise granulométrica foi realizada usando solução de NaOH 1 mol L⁻¹ como dispersante sob agitação lenta pelo método da pipeta. Foram realizadas as análises de fertilidade do solo. Os resultados mostraram que os solos urbanos tem maiores valores de pH, Ca, P, K, V%, Cu e areia e menores concentrações de matéria orgânica, Mg, H+Al e CTC em comparação as demais áreas avaliadas. Os solos da área nativa têm maiores valores de MO, m%, Al, H+Al, silte e menores de Zn, Cu, P, SB, pH, V%. E os solos das áreas cultivados têm maiores valores de Zn, Mg, CTC e argila e menores de Fe, Mn, m%, K e areia. Enquanto os solos das pastagens apresentaram maiores valores para o Fe, Mn, K e menores de Ca e argila. As concentrações de nutrientes foram significativamente diferentes entre os tipos de uso da terra. As análises de cluster mostraram que existe semelhança entre áreas de diferentes usos na parte superior quanto na parte inferior da bacia.

Palavras-chave: Ecossistema; Qualidade do solo; Monitoramento ambiental; Ação antrópica.

***Orientador:** Prof. Dr. Cácio Luiz Boechat, UESB.

ABSTRACT

OLIVEIRA, R. L. **Monitoring of land use change in the Verruga River Basin through fertility attributes.** Vitória da Conquista - BA, UESB, 2023. 44 p. (Dissertation: Master Science in Agronomy; Area of Concentration: Crop Science)*.

Changes in land use/land cover influence the Earth's biogeochemistry, hydrology and climate, in addition to being one of the main determinants of hydrological change in watersheds. Thus, chemical responses to changes in land use require detailed assessments to ensure sustainable management of natural resources and ecosystems. Given the above, this study aimed to evaluate the chemical attributes and soil granulometry under different uses and covers (native area, pasture, cultivated area and urban area) along the watershed of the Verruga River in Southwest Bahia. Composite soil samples consisted of five subsamples, one central and four around the cardinal points at 0.0-0.2 m depth in each area, in order to represent the diversity of soil classes and soil parent materials. . The granulometric analysis was performed using 1 mol L⁻¹ NaOH solution as dispersant under slow stirring by the pipette method. Soil fertility analyzes were carried out. The results showed that urban soils have higher values of pH, Ca, P, K, V%, Cu and sand and lower concentrations of organic matter, Mg, H+Al and CEC compared to the other evaluated areas. The soils in the native area have higher values of MO, m%, Al, H+Al, silt and lower values of Zn, Cu, P, SB, pH, V%. And soils in cultivated areas have higher values of Zn, Mg, CEC and clay and lower values of Fe, Mn, m%, K and sand. While the pasture soils showed higher values for Fe, Mn, K and lower values for Ca and clay. Nutrient concentrations were significantly different between land use types. Cluster analyzes showed that there is similarity between areas of different uses in the upper and lower parts of the basin.

Keywords: Ecosystem; Soil quality; Environmental monitoring; Anthropic action.

*Advisor: Prof. Dr. Cácio Luiz Boechat, UESB.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mapa de localização da área de estudo da bacia hidrográfica do rio Verruga, inserida na bacia hidrográfica do rio Pardo, região sudoeste da Bahia.	20
Figura 2 - Área de estudo com: (A) área cultivada; (B) área de pastagem; (C) área urbana; (D) área nativa, na bacia hidrográfica do Rio Verruga.....	22
Figura 3- Coleta das amostras em área nativa com trado holandês na bacia hidrográfica do Rio Verruga.....	22
Figura 4- (A) Amostras identificadas; (B) Amostras secas, dos solos da bacia hidrográfica do Rio Verruga.....	23
Figura 5- Mapa de localização dos pontos de coletas das áreas em estudo na bacia hidrográfica do Rio Verruga.....	24
Figura 6- Análise de cluster nas áreas estudadas na parte superior da bacia hidrográfica do Rio Verruga.....	35
Figura 7- Análise de cluster nas áreas estudadas na parte baixa da bacia hidrográfica do Rio Verruga.....	36
Figura 8- Análise de cluster nas áreas estudadas: parte de cima e parte de baixo da bacia.....	37
Figura 9- ACP de acordo com o uso e manejo das áreas de estudo.....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Estatísticas descritivas das áreas de estudo na bacia hidrográfica.....	26
Tabela 2 – Correlação entre as variáveis originais e os principais componentes dos atributos químicos e físicos do solo nas áreas estudadas.....	39

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.

Al	Alumínio
Ca	Cálcio
Arg	Argila
CTC	Capacidade de troca catiônica
Cu	Cobre
Fe	Ferro
H+Al	Acidez potencial
K	Potássio
Km	Quilômetro
M	Metro
m%	Saturação por alumínio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MO	Matéria orgânica
pH	Potencial hidrogeniônico
P	Fósforo
Sb	Soma das bases
V%	Saturação por bases
Zn	Zinco
Sil	Silte
Are	Areia
UESB	Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
%	Porcentagem
>	Maior
<	Menor

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
2.1 Uso e cobertura do solo	14
2.2 Bacia hidrográfica do rio Verruga	15
2.3 Indicadores de qualidade de solos	17
2.4 Atributos químicos	18
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1 Área de estudo	20
3.2 Coletas e preparo do solo	22
3.3 Caracterização física e química do solo	24
3.4 Análises estatísticas	25
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
4.1 Efeitos das diferentes mudanças de cobertura do solo sobre as características químicas e físicas.....	25
4.2 Análise de cluster.....	34
4.3 Análise de componentes principais	37
5 CONCLUSÕES	39
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

1 INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural necessário para a manutenção dos ecossistemas da terra e a manutenção da humanidade, a degradação do mesmo é o resultado de múltiplos processos como mudanças no uso da terra e clima (Jazouli et al., 2019). A necessidade de alimentos no planeta é crescente devido às previsões de aumento populacional que deverá atingir 9,5 bilhões de pessoas até 2050, sendo assim a produção de alimentos terá que crescer na mesma proporção para atender essa nova demanda (Mouël et al., 2017; Silva et al., 2022).

A degradação global de terras agricultáveis constitui uma ameaça ao sistema mundial de produção de alimentos e coloca em ênfase a importância da gestão adequada das terras agrícolas (Právělie et al., 2021). O uso do solo/cobertura do solo é a cobertura biofísica da superfície do solo. Uma das formas de manter o equilíbrio ambiental é tendo o cuidado e a otimização dos solos agrícolas, que têm suas condições afetadas por modificações nas paisagens provocadas pelo homem (Bünemann et al., 2018).

As mudanças no uso/cobertura da terra são fatores importante nas mudanças ambientais, podendo contribuir para a mudança climática, erosão do solo e perda de biodiversidade, alterando o ciclo do carbono e a qualidade do solo (Fan et al., 2014; Moghadam et al., 2015) e, portanto, podem afetar a funcionalidade do solo e deteriorar os serviços ecossistêmicos (Wang et al., 2016). No atual momento em que está vivendo, tem que procurar desenvolver formas de produzir alimentos de maneira sustentável, ligando essa produção a conservação ambiental, sendo necessário procurar saídas para diminuir o efeito do aquecimento global. As mudanças de uso /cobertura do solo, acontecem amplamente durante a realização das atividades antrópicas, podendo afetar as utilidades dos ecossistemas do solo, por meio das modificações de suas propriedades físico-químicas (Zhang et al., 2020). Estudo vem sendo realizados, avaliando os impactos das mudanças de uso e cobertura do solo em diversas regiões e em bacias hidrográficas (Mendes et al., 2022; Silva et al., 2022; Fentie et al., 2020; Alves et al., 2019; Panjota et al., 2019; Tellen et al., 2018).

Alterações nas técnicas de manejo de uso da terra, como cultivo nas encostas íngremes, sobre pastoreio e períodos de pousio limitados ou inexistentes, e a carência de instituições para promulgar regulamentos ou leis que aperfeiçoem as práticas de gestão

sustentável da terra têm resultados notáveis na dinâmica das propriedades física, química e biológica do solo (Bojko, 2016; Nabiollahi et al., 2018).

As mudanças no uso/cobertura da terra influenciam a biogeoquímica, a hidrologia e o clima da Terra (Tellen e Yerima, 2018). Além de ser um dos principais fatores determinantes da mudança hidrológica nas bacias hidrográficas. Assim, as respostas hidrológicas às mudanças no uso da terra requerem avaliações detalhadas para garantir a gestão sustentável dos recursos hídricos e dos ecossistemas naturais (Zhang et al., 2020).

O conhecimento do uso e cobertura da terra de uma determinada região é fundamental para a elaboração de políticas públicas relacionadas ao meio ambiente, pois fornece informação vital em relação às mudanças ambientais em nível de país e mundo (Khalil e Saad, 2018). Atualmente vem sendo realizados estudos sobre os efeitos do uso e cobertura da terra nos atributos do solo usando técnicas de estatística multivariada (Mendes et al., 2022; Oliveira et al., 2021).

A erosão do solo, a exaustão de nutrientes seja macronutrientes ou micronutrientes e ausência de métodos eficazes e específicos de reabilitação e manejo do solo contribuíram para a queda na produtividade do solo, ocorrendo devido à falta de informações específicas sobre o solo da área e a correção necessária (Abdi et al., 2022).

O rio nasce na cidade de Vitória da Conquista tendo suas águas impactadas com diversos processos de poluição e contaminação, devido ao seu percurso em área urbana e parte da zona rural do município. Como também as suas águas são utilizadas para o descarte final de esgotos domésticos tratados e brutos e deflúvios oriundos das atividades agrícolas e urbanas (Benedictis, 2007; Braga, 2014). Diante disso a bacia hidrográfica do rio Verruga apresenta-se como um local viável para os estudos relacionados às mudanças no uso e cobertura do solo e ou relacionados à poluição ambiental por práticas agrícolas. Nossa hipótese é que devido à ação antrópica e o processo de degradação ao longo do tempo, a bacia hidrográfica do rio Verruga tenha um declínio na fertilidade do solo. Diante do exposto, este estudo tem como objetivo avaliar os atributos químicos e a granulometria do solo sob diferentes usos e coberturas (área nativa, pastagem, área cultivada e área urbana) ao longo da bacia hidrográfica do Rio Verruga no Sudoeste da Bahia. Os resultados dessa pesquisa podem ajudar a melhorar a gestão dos recursos naturais de maneira sustentável para atender as necessidades das gerações atuais e futuras.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Uso e cobertura do solo

O uso da terra é conceituado como a forma em que a terra é aproveitada pelo homem e seus habitats, comumente como destaque no papel funcional da terra para as atividades econômicas, já a cobertura da terra é uma característica física da superfície da mesma (Regasa et al., 2021).

De modo geral as terras de vários países passam por mudanças rápidas no seu uso (as mais diversas atividades realizadas pelo homem e clima), o aumento da população mundial eleva o número de atividades antrópicas, que resulta na modificação do uso e cobertura da terra, resultando na degradação das florestas e transformado as terras férteis em áreas agrícolas, urbanas, construção de infraestrutura, uso excessivo dos recursos naturais, poluição ambiental, e outros com impactos significativos no ecossistema (Alawamy et al., 2020; Singh et al., 2018; FAO, 2016).

No Brasil ocorrem grandes mudanças no uso e cobertura da terra, incluindo a conversão em larga escala de floresta para agricultura (Caballero et al., 2022). A gestão sobre as mudanças na cobertura da terra, devido às modificações representam uma das questões presente nos desafios ecológicos globais a serem enfrentados nesse século (Ayele et al., 2018).

No Brasil existe um sistema de monitoramento que acompanha a conversão anual da floresta na Amazônia e cerrado, no entanto há uma carência de informações de uso e cobertura da terra em todos os demais biomas do país (Souza et al., 2020). Na atualidade os biomas que mais sofrem influência sobre o uso e coberturas são: Amazonas e o Cerrado, já a Mata Atlântica foi a que mais sofreu mudanças no uso e cobertura da terra no passado, a Caatinga é considerada o bioma que foi mais alterado por essas mudanças, sendo hoje coberto principalmente por florestas de crescimento, já o pantanal também está sobre alta pressão de conversão graças a expansão da agropecuária na região e os Pampas que tem suas pastagens naturais alteradas pela pecuária e agricultura graças as políticas inadequadas de proteção e conservação (Pereira et al., 2020; Sobrinho et al., 2016; Aide et al., 2013; Bergier, 2013; Overbeck et al., 2007; Carlucci et al., 2016; Overbeck et al., 2015).

Buscar informações sobre os diferentes usos e coberturas dos solos no Brasil e em nível regional é de grande relevância para pesquisas futuras e planejamento de políticas e gestão sustentáveis dos recursos naturais entre outros proveitos. Sendo

necessário saber se os diferentes usos do solo influenciam as propriedades químicas e físicas do solo (Souza et al., 2020)

2.2 Bacia hidrográfica do rio Verruga

Desde as primeiras civilizações os homens procuraram habitar próximos de rios devido à possibilidade de praticar a agricultura e ter alimentos. Em Vitória da Conquista desde 1780 já havia aglomeração do homem na nascente do Rio Verruga, no decorrer dos anos desenvolveu o comércio de algodão e rotas de passagem do interior com destino a capital, que tinha a cidade como ponto de parada, a mesma foi crescendo e o desenvolvimento urbano acompanhou o leito do Rio Verruga provocando inúmeros problemas ambientais (Santos et al., 2008).

O Rio Verruga nasce na Serra do Periperi, na área urbana de Vitória da Conquista, em uma reserva ecológica conhecida como Poço escuro. Os principais afluentes da margem direita são: o riacho Santa Rita, Córrego Lagoa de Baixo e Rio Periquito e os da margem esquerda: o córrego Leão, Jeribá, Córrego do Moreira e rios D'Água Fria, dos Canudos, Santa Maria, riacho José Jacinto, córrego Riacho Seco e Riacho da Areia (Rocha, 2008).

Este rio percorre três municípios: Vitória da Conquista, Barra do Choça e Itambé desaguando no Rio Pardo. Após 2000 m da sua nascente o rio é canalizado e a partir do cruzamento da Avenida Bartolomeu de Gusmão a calha do rio encontra aberta dentro da área urbana até o anel rodoviário da BR 116 (Braga, 2014).

A bacia hidrográfica do Rio Verruga localiza na porção alto-médio da bacia hidrográfica do Rio Pardo, na região sudoeste da Bahia, englobando três municípios, possuindo um padrão de drenagem dentrítica, com a maioria dos afluentes perenes. As chuvas torrenciais e a cobertura de sedimentos arenosos, com a aptidão para infiltração e acumulação de água subterrânea são responsáveis pela perenização do fluxo hídrico do rio Pardo (Radambrasil, 1999).

A nascente encontra-se acima do nível geral do planalto, com cerca de 1.000 m de altitude. O relevo é movimentado e com intenso grau de dissecação na porção alto-médio do rio Verruga (500 – 800 m), correspondente à encosta oriental do Planalto de Conquista, e na porção médio-baixo do curso do rio (300 – 600 m) a superfície é deprimida, cercada por relevos residuais, dissecados em colinas e morros rochosos, correspondente a Serra do Olho D'água, em Itambé (Rocha, 2008).

Os tipos de solos predominante na bacia são o Latossolos Amarelos de textura argilo-arenosa na área mais alta da bacia, e do tipo Argissolos Vermelho-Amarelos em direção à jusante na parte mais baixa. O clima da área possui variação de acordo com os diferentes conjuntos topográficos, com predominância do tipo Úmido a Sub-úmido, com totais pluviométricos entre 900 e 1500 mm anuais e déficit hídrico no período de estiagem (Rocha, 2008). A região predomina clima Úmido a Sub-úmido, com totais pluviométricos que variam entre 1000 a 1500 mm anuais e vegetação remanescente da Mata Atlântica, Mata de Cipó e Caatinga (Sampaio et al., 2018).

A topografia ao longo do rio envolve um conjunto de feições geomorfológicas que em função do processo erosivo foi soerguida, originando vales indutores e a vegetação natural ocorre principalmente no revelo movimentado e se classifica em floresta ombrófila densa sub montana e florestas estacionais decidual e semi-decidual, caracterizando uma área de tensão ecológica com o Cerrado (Radambrasil, 1999).

O uso e ocupação do solo na área da bacia caracterizam-se pela presença de grandes áreas de práticas agrícolas, pastagens, florestas plantadas e manchas de urbanização. Na faixa entre Vitória da Conquista e Barra do Choça, principalmente nas áreas de relevo plano e suave ondulado, com solos profundos e altitudes abaixo de 700 m, a cultura do café predomina. Na parte inferior da bacia predomina pastagem, logo que fica em uma região que predomina mais a pecuária de corte, região de Itambé (Rocha, 2008).

Lugares ao longo do Rio Verruga encontra-se em estado avançado de degradação, exigindo intervenções urgentes. Além da ausência de mata ciliar nativa, verificam-se processos de assoreamento e despejo de resíduos no afluente (Neto et al., 2011). A região do Planalto de Vitória da Conquista é a que cultiva café tendo maior índice pluviométrico, cultivando café de sequeiro, desde a faixa de 1.100 mm até a faixa de 1.500 mm, nas outras áreas o café é cultivado irrigado, sendo que essa prática é pouco desenvolvida, devido poucos recursos hídricos da região (Sampaio et al., 2018). Nessa região também encontra plantações de café, milho, cana de açúcar, banana, feijão, mandioca eucalipto e pastagens para criação de gado, além das atividades de mineração, destacando-se as jazidas de minérios que ainda não são tecnicamente aproveitáveis, mas já se constata a existência de 387 jazidas minerais, 21 minas em exploração e 18 garimpos em atividade e minerais como a diamita, mármore, cianita, quartzo, granito, manganês e bentonita (Neto et al., 2011).

No município de Itambé além da agricultura de subsistência, há uma extensiva criação de gado e atividades de mineração, nessa região extrai-se berilo, calcário, cristal de rocha, feldspato, fluorita, nióbio, columbita, caulim, pegmatitos, cristais transparentes, cristal róseo, águas marinhas, ametista, micas, amianto e barita. Tratando-se de uma bacia bastante antropizada (Sampaio et al., 2018).

Devido à grande fertilidade natural dos solos da região, são desenvolvidas atividades de pecuária extensiva, com predomínio de pastagens naturais. Além disso, é uma área intensamente afetada pela ação antrópica, onde há desmatamento, pouca mata ciliar e muita residência próxima à margem do rio, principalmente no alto curso do rio (Sampaio et al., 2018).

2.3 Indicadores de qualidade de solos

As propriedades do solo, clima e os fatores topográficos, afetam as mudanças de uso da terra (Assefa et al., 2020; Ayele et al., 2016). Sendo que o uso constante e o manejo impróprio dos ambientes naturais contribuem constantemente para a degradação dos solos, essas mudanças nos sistemas naturais em agrícolas torna o solo vulnerável podendo provocar alterações nas suas características químicas, físicas e biológicas, sendo esses importantes indicadores de sustentabilidade e qualidade do solo para as gerações presentes e futuras (Melo et al., 2022). A fertilidade natural do solo decorre do seu processo de formação, considerando o material de origem, o ambiente, o tempo e os organismos presentes (Ribeiro, 2021).

O solo é um recurso natural não renovável em escala de tempo humana (Jenny, 1980). A qualidade de um solo é definida pela função do solo e representa suas propriedades físicas, químicas e biológicas que fornecem um meio para o crescimento das plantas, regulam e dividem o fluxo de água no ambiente e serve como um tampão ambiental na formação, atenuação e degradação de compostos perigosos para o meio ambiente (Larson e Pierce, 1991).

De acordo com Doran et al. (1994) a qualidade do solo tem um efeito profundo na saúde e na produtividade de um determinado ecossistema e dos ambientes a ele relacionados, dentre as várias definições existentes o autor defini qualidade do solo sendo: a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde de plantas e animais.

A permanência da qualidade dos solos em sistemas agrícolas de produção é de fundamental importância para garantir uma boa produtividade das culturas e garantindo a qualidade ambiental para as futuras gerações (Pereira et al., 2020). Uma das maneiras de determinar a qualidade do solo é por meio da avaliação de indicadores físicos, estes estão relacionados com o arranjo das partículas e do espaço poroso do solo (Freitas et al., 2022).

As propriedades físicas do solo podem sofrer alterações temporárias ou permanentes resultantes do sistema de uso da terra. Sendo assim é importante avaliar a qualidade física do solo que está relacionada à sua resistência (Ribeiro, 2021). As características físicas solo são um parâmetro de avaliação fundamental para a compreensão do seu comportamento, pois permitem demonstrar os efeitos das práticas de manejo utilizadas nos solos (Stefanoski et al., 2013).

Os atributos físicos do solo podem ser classificados com intermediários e permanente, sendo os primeiros mais utilizados e alteráveis pelo tipo de manejo do solo, são: densidade do solo, resistência à penetração, permeabilidade, aeração, agregação, porosidade e umidade do solo, já textura do solo, mineralogia, densidade de partículas e cor, podem ser elencadas como atributos físicos permanentes, inerentes às propriedades de cada solo e que servem para classificá-lo pedologicamente (Doran et al., 1994).

A qualidade física do solo é um campo de estudo em contínuo crescimento logo que suas propriedades e seus processos envolvem suporte do crescimento radicular, armazenamento e fornecimento de água e nutrientes, trocas gasosas e atividade biológica (Arshad e Martin, 2002). A remoção da cobertura vegetal original e implantação de culturas com manejo inadequado promovem o rompimento da estabilidade do sistema edáficos, proporcionando modificações no estado físico do solo, nos atributos químicos e biológicos, diminuindo sua capacidade produtiva (Coutinho et al., 2020). Indicadores biológicos baseados em microrganismos são fundamentais, pois o funcionamento do solo e sua fertilidade são acarretados em grande parte pela atividade de decomposição da microflora (Anderson, 2003).

2.4 Atributos químicos

Os atributos químicos do solo são estudados para que se possa diagnosticar a sua capacidade em promover o desenvolvimento das plantas, mantendo a produtividade das culturas e a qualidade ambiental do sistema usado. Os atributos químicos são variáveis

de acordo com o uso da terra e tem relações com o uso daquele solo (Durval et al., 2018).

Os principais atributos químicos que podem ser alterados ao longo do tempo são: o potencial hidrogeniônico (pH), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al) e carbono orgânico (CO). Sendo que entre os meios de fornecimentos de elementos para as plantas, o solo apresenta menor contribuição, entretanto fornece elementos essenciais ao desenvolvimento e produção vegetal (Villar, 2007).

Mudanças nos atributos químicos são destacadas pelas mudanças no uso da terra, juntamente com as condições edafoclimáticas, causando perda da fertilidade do solo, seja pelos os nutrientes exportados pelas as culturas, pela lixiviação de nutrientes ou erosão do solo (Lopes e Guilherme, 2016). As mudanças no uso da terra têm um grande significado sobre as propriedades do solo, e em alguns casos são consideradas uma das principais ameaças a qualidades dos solos (Zajícová e Chuman, 2019).

Apesar da importância de caracterizar o solo com base em seu uso e cobertura, existe uma pequena quantidade de estudos realizados para examinar a variabilidade espacial das propriedades do solo em diferentes escalas de uso da terra (Abdi et al., 2022). Assim é fundamental analisar as características químicas que influenciam a produção agrícola e o ambiente, a fim de prever as diversas formas de uso de solo a serem adotados.

Por este motivo, os atributos químicos do solo são estudados para que se possa diagnosticar a sua capacidade produtiva e a qualidade ambiental do sistema utilizado, sendo essas características sensíveis às mudanças de uso da terra (Duval et al., 2018). A avaliação da fertilidade química dos solos é utilizada para a definição das quantidades e tipos de fertilizantes, corretivos e manejo geral que devem ser aplicados ao solo visando à manutenção ou à recuperação de sua produtividade (Abdi et al., 2022).

A soma de bases apresenta grande amplitude de variação sobre a fertilidade do solo e tem forte relação com o manejo, pois este promove extração desigual das bases do perfil do solo, outros indicadores como: carbono orgânico, pH, fósforo, alumínio trocável e saturação por alumínio e demais têm influência direta dos tipos de manejo adotados e devem ser avaliados (Gomes, 2021).

Os atributos químicos mais utilizados como indicadores de qualidade do solo são: CO, P e K disponíveis, N total, condutividade elétrica, CTC e N mineral

(Bünemann et al., 2018). O Manual de Adução e Calagem para o estado do Paraná apresenta os níveis agrícolas críticos destes indicadores (SBCS – NEPAR, 2017).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O rio Verruga drena a porção Centro-Sul do município de Vitória da Conquista, estando inserido na porção alto-médio da bacia hidrográfica do rio Pardo, possui uma área total com cerca de 910 km² entre os municípios de Vitória da Conquista, Barra do Choça e Itambé (Figura 1). A sua nascente está localizada em uma área de reserva florestal (poço escuro) no perímetro urbano da cidade de Vitória da Conquista, localizada no sudoeste do Estado da Bahia (latitude 14° 50' 19" sul, longitude 40° 50' 19" oeste e altitude de 950 m). Segundo o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) a população estimada do município em 2020, é de 341.128 pessoas, o que a torna a terceira maior cidade do estado.

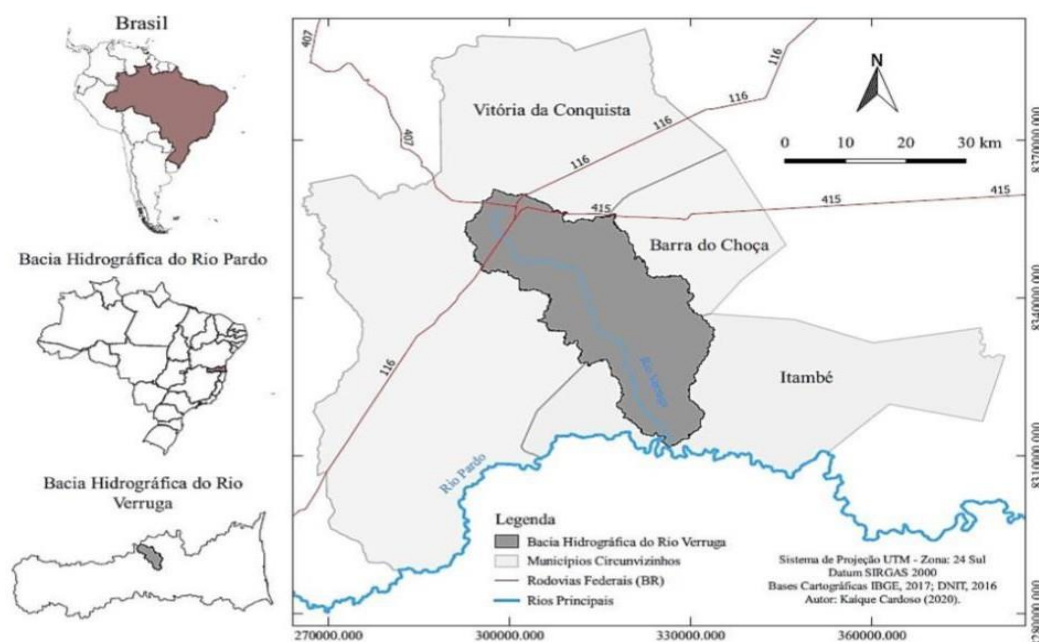


Figura 1- Mapa de localização da área de estudo da bacia hidrográfica do rio Verruga, inserida na bacia hidrográfica do rio Pardo, região sudoeste da Bahia.

O clima da região apresenta temperaturas médias de 23 °C e chuvas de 900 mm. Seus principais afluentes são: o riacho Santa Rita, Córrego Lagoa de Baixo e Rio

Periquito. Sua geologia é representada por unidades pré-cambrianas do Complexo Caraíba-Paramirim, e granitoides diversos. As altitudes variam de 700 a 1.100 m, com índices pluviométricos variando entre 900 a 1200 mm anuais, apresentando nos períodos de estiagem um déficit hídrico. A cobertura vegetal é composta basicamente por Floresta Ombrófila Densa Submontana, cobrindo 44,7% do território; a Floresta Estacional Semidecidual com 24%, a Floresta Estacional decidual com 30,76% e, 0,54% do território ocupado com uma vegetação endêmica na Serra do Periperi (Rocha, 2008).

A tipologia pedológica da região é predominantemente de Latossolos Amarelos de textura argilo-arenosa na área mais alta da bacia, e do tipo Argissolos Vermelho-Amarelos em direção à jusante na parte mais baixa. O clima da área possui variação de acordo com os diferentes conjuntos topográficos, com predominância do tipo Úmido a Subúmido, com totais pluviométricos entre 900 e 1.500 mm anuais e déficit hídrico no período de estiagem (Rocha, 2008).

De acordo com Alvares et al. (2013) a região está inserida no clima semiárido (Zona BSh). A tipologia climática, associada aos efeitos de amplitude térmica diária e anual afeta diretamente a configuração geomorfológica do planalto por desagregação mecânica. A geologia da bacia hidrográfica do rio Verruga possui três unidades distintas: Uma extensa faixa de cobertura dentrítica, originadas de ações intempéricas de desagregação mecânica, margeada por uma extensa camada do complexo Itapetinga na porção inferior da bacia (Rocha, 2008).

O uso e ocupação do solo na área de estudo caracterizam-se principalmente pela presença de grandes áreas de práticas agrícolas, pastagens, florestas plantadas e manchas de urbanização. Na faixa entre Vitória da Conquista e Barra do Choça, principalmente nas áreas de relevo plano e suave ondulado, com solos profundos e altitudes abaixo de 700 m, a cultura do café assume relevância (Santos et al., 2008).

A vegetação natural ocorre principalmente no relevo movimentado e se classifica em Floresta Ombrófila Densa Sub montana e Florestas Estacionais Decidual e Semi-decidual, caracterizando uma área de tensão ecológica com o Cerrado (Radambrasil, 1999). Foram escolhidas quatro áreas com usos distintos (pastagens, área cultivada, área nativa e urbana) conforme disponibilidade e facilidade de acesso (Figura 2).



Figura 2 - Área de estudo com: (A) área cultivada; (B) área de pastagem; (C) área urbana; (D) área nativa, na bacia hidrográfica do Rio Verruga.

3.2 Coletas e preparo do solo

As coletas das amostras de solo em áreas de pastagem, nativo, urbano e área cultivada foram realizadas nos meses de outubro e novembro de 2021 (Figura 2). As amostras foram coletadas aleatoriamente usando um trado holandês de aço inoxidável (Figura 3A/B). Os pontos de coletas foram distribuídos ao longo da bacia hidrográfica do rio Verruga no Sudoeste da Bahia considerando, além do uso da terra, o contexto geológico, classes de solos e altitude (Figura 5).



Figura 3-Coleta das amostras em área nativa com trado holandês na bacia hidrográfica do Rio Verruga.

As amostras compostas do solo consistiram em cinco subamostras, uma central e quatro ao redor dos pontos cardeais a 0,0-0,2 m de profundidade em cada área, a fim de representar a diversidade de classes de solo e sua fertilidade. Totalizando 55 amostras compostas, que foram identificadas e acondicionadas em sacos plásticos (Figura 4A).



Figura 4- (A) Amostras identificadas; (B) Amostras secas, dos solos da bacia hidrográfica do Rio Verruga.

Essas amostras foram retiradas de diferentes locais de amostragem, ao longo da bacia, os pontos de amostragem foram georreferenciados para criar o mapa com a distribuição das amostras do solo (Figura 5).

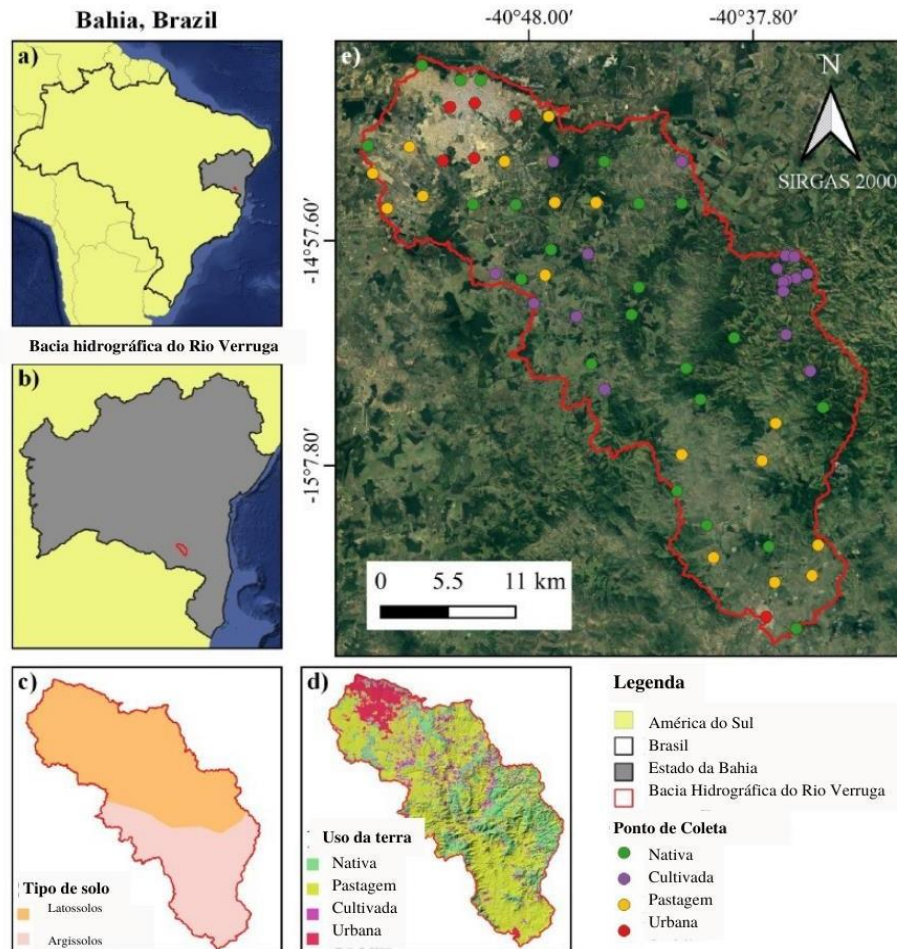


Figura 5-Mapa de localização dos pontos de coletas das áreas em estudo na bacia hidrográfica do Rio Verruga.

As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo do Campus Prof^a. Cinobelina Elvas da UFPI (Universidade Federal do Piauí), onde foram passados por uma peneira com abertura de malha de 2 mm.

3.3 Caracterização física e química do solo

A análise do tamanho de partícula foi realizada usando solução de NaOH 1 mol L⁻¹ como dispersante sob agitação lenta e a granulometria determinada pelo método da pipeta (Teixeira et al., 2017). O pH foi determinado em água (1:2,5 solo: solução), os teores de P, K, Cu, Fe, Mn e Zn foram determinados utilizando-se o extrator Mehlich 1 (ácido clorídrico e ácido sulfúrico), o Ca, Mg e Al- o extrator KCl 1 mol L⁻¹, e a acidez potencial (H+Al) por acetato de cálcio a pH 7,0 e a matéria orgânica (MO) foi

determinada pelo método Walkley-Black. A capacidade de troca catiônica (t), soma de bases (SB) e a capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T) foram determinadas para estabelecer o índice de saturação de bases (V%), bem como o índice de saturação por alumínio(m) de acordo com metodologia descrita em Teixeira et al. (2017).

3.4 Análises estatísticas

Análises estatísticas univariadas e multivariadas foram realizadas. Os dados foram submetidos à estatística descritiva e à análise de componentes principais (PCA) dos atributos estudados (Jolliffe,1986), baseando-se na representação gráfica (Biplot) relativo aos eixos dos componentes, considerando o parâmetro Cos2, indicador da qualidade de representação, e simultaneamente as contribuições (%) que traduzem a parte da variância correspondente a cada nível da variável.

Variáveis que estão correlacionadas com PC1 e PC2 são as mais importantes para explicar a variabilidade no conjunto de dados e possuem altos valores de Cos2 e contribuição (%), indicando uma boa representação da variável no componente principal (Abid e Williams, 2010) e também a análise de agrupamento (Cluster) utilizando a distância euclidiana pelo método Ward (Ward, 1963).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Efeitos das diferentes mudanças de cobertura do solo sobre as características químicas e físicas.

Os resultados da análise exploratória dos dados como resultado dos efeitos dos diferentes uso e cobertura da terra, sobre as características químicas e granulométricas na bacia hidrográfica do Rio Verruga estão apresentados na (Tabela 1). A maior cobertura da terra nessa bacia é de pastagem, seguida de vegetação nativa, cultivada e infraestrutura urbana.

Tabela1 - Análises descritivas das áreas, urbana, nativa, cultivada e pastagens na bacia hidrográfica do rio Verruga.

Variável	Valores					Coeficientes			
	Médio	Mediana	Max	Min	SD	Varição	Curtosis	Assimetria	Pr<W

pH (H₂O)^U	5,77	5,57	6,20	5,40	0,27	0,07	0,59	0,43	0,99*
pH (H₂O)^N	5,00	5,10	5,80	3,90	0,64	0,40	-1,16	-0,40	0,05*
pH (H₂O)^C	5,19	5,30	6,00	4,31	0,51	0,26	-1,14	-0,12	0,54*
pH (H₂O)^P	5,40	5,50	6,50	4,10	0,69	0,48	-0,95	-0,29	0,70*
Ca (cmol_c dm⁻³)^U	3,97	3,65	8,26	0,90	3,19	10,18	-2,39	0,27	0,14*
Ca (cmol_c dm⁻³)^N	2,79	1,70	19,30	0,05	4,24	18,01	10,80	3,08	<0,00* *
Ca (cmol_c dm⁻³)^C	3,86	3,80	8,89	0,44	2,15	4,64	0,61	0,75	0,55*
Ca (cmol_c dm⁻³)^P	2,65	1,46	6,73	0,11	2,55	6,51	-1,35	0,72	0,00**
Mg (cmol_c dm⁻³)^U	1,39	1,01	3,74	0,60	1,19	1,40	4,87	2,16	0,01*
Mg (cmol_c dm⁻³)^N	1,58	1,29	8,25	0,27	1,70	2,90	10,76	2,90	<0,001 **
Mg (cmol_c dm⁻³)^C	2,57	2,15	8,60	0,80	1,82	3,32	7,68	2,57	<0,001 **
Mg (cmol_c dm⁻³)^P	1,84	1,39	5,13	0,13	1,48	2,19	-0,05	0,84	0,15*
K (cmol_c dm⁻³)^U	0,37	0,37	0,61	0,21	0,15	0,02	-0,64	0,58	0,61*
K (cmol_c dm⁻³)^N	0,33	0,20	1,25	0,06	0,33	0,11	2,62	1,79	<0,001 **
K (cmol_c dm⁻³)^C	0,22	0,13	0,72	0,01	0,20	0,04	0,51	1,08	0,03*
K (cmol_c dm⁻³)^P	0,48	0,44	1,45	0,06	0,38	0,15	1,32	1,19	0,04*
SB (cmol_c dm⁻³)^U	5,73	4,85	12,61	1,71	4,33	18,71	-0,68	0,75	0,23*
SB (cmol_c dm⁻³)^N	4,70	4,22	28,84	0,38	6,02	36,30	12,13	3,15	<0,001 **
SB (cmol_c dm⁻³)^C	6,66	6,11	17,62	1,35	3,74	13,98	4,06	1,67	0,01*
SB (cmol_c dm⁻³)^P	4,97	3,02	12,33	0,51	4,15	17,21	-1,12	0,66	0,02*
H+Al(cmol_cdm³)^U	1,22	1,22	1,81	0,72	0,41	0,17	-1,03	0,24	0,92*
H+Al(cmol_c dm⁻³)^N	3,96	2,43	9,81	0,91	3,06	9,37	-1,15	0,75	<0,001 **
H+Al(cmol_c dm⁻³)^C	4,51	4,85	13,55	0,97	2,94	8,63	5,06	1,73	0,01*
H+Al(cmol_c dm⁻³)^P	2,01	1,93	5,98	0,72	1,35	1,83	4,25	2,01	<0,001 **
Al (cmol_c dm⁻³)^U	0,08	0,05	0,20	0,00	0,10	0,01	-2,39	0,46	0,04*
Al (cmol_c dm⁻³)^N	0,33	0,00	1,00	0,00	0,42	0,18	-1,25	0,77	<0,001 **
Al (cmol_c dm⁻³)^C	0,11	0,00	0,60	0,00	0,18	0,03	2,62	1,74	<0,001 **
Al (cmol_c dm⁻³)^P	0,22	0,10	0,70	0,00	0,25	0,06	-0,84	0,66	0,00**
CTC(cmol_c dm⁻³)^U	6,95	6,19	13,93	3,22	4,17	17,38	0,20	0,96	0,24*
CTC (cmol_c dm⁻³)^N	8,66	7,91	30,77	2,47	5,67	32,17	10,79	2,92	<0,00**
CTC (cmol_c dm⁻³)^C	11,7	9,69	23,06	5,10	4,48	20,10	1,98	1,37	0,04*
CTC (cmol_c dm⁻³)^P	6,98	6,91	13,35	2,55	3,76	14,15	-1,08	0,51	0,05*
P (mg dm⁻³)^U	35,10	26,30	87,60	2,50	36,6	1345,95	-1,90	0,47	0,14*
P (mg dm⁻³)^N	13,55	6,20	73,70	2,20	18,9	359,61	5,29	2,42	<0,001* *
P (mg dm⁻³)^C	16,92	10,80	47,10	4,70	12,8	165,31	0,74	1,34	0,00**
P (mg dm⁻³)^P	26,71	20,60	89,00	2,90	26,0	676,78	0,44	1,09	0,01*
V (%)^U	75,02	78,85	91,80	53,20	17,7	315,52	-2,62	-0,28	0,10*
V (%)^N	49,79	62,20	93,70	4,90	32,2	1042,00	-1,72	-0,28	0,00**
V (%)^C	59,86	63,30	87,80	20,30	20,7	431,94	-0,57	-0,75	0,09*

V (%)^P	61,25	70,80	92,70	19,90	28,1	793,44	-1,68	-0,38	0,01*
m (%)^U	3,72	2,05	10,50	0,00	4,55	20,69	-1,44	0,71	0,11*
m (%)^N	19,88	0,00	72,30	0,00	25,2	638,21	-1,07	0,75	<0,001* *
m (%)^C	3,44	0,00	30,70	0,00	7,50	56,22	12,31	3,36	<0,001* *
m (%)^P	12,51	3,70	58,00	0,00	17,7	313,40	1,17	1,40	<0,001* *
Cu (mg dm⁻³)^U	1,25	0,70	4,87	0,07	1,80	3,22	5,50	2,31	0,00**
Cu (mg dm⁻³)^N	0,71	0,02	4,15	0,01	1,23	1,51	2,43	1,86	<0,001* *
Cu (mg dm⁻³)^C	0,96	0,39	3,48	0,01	1,09	1,18	0,44	1,23	0,00**
Cu (mg dm⁻³)^P	0,79	0,24	3,24	0,01	1,08	1,16	0,19	1,28	<0,001* *
Mn (mg dm⁻³)^U	45,23	34,31	125,0	7,47	41,4	1715,5	3,94	1,85	0,07*
Mn (mg dm⁻³)^N	56,29	39,00	141,0	0,05	56,4	3187,4	-1,84	0,26	<0,001* *
Mn (mg dm⁻³)^C	22,83	17,10	125,1	0,09	29,0	842,51	10,51	2,99	<0,001* *
Mn (mg dm⁻³)^P	65,99	73,00	132,0	0,01	56,5	3192,4	-1,96	-0,16	0,00**
Fe (mg dm⁻³)^U	241,8	246,5	269,0	197,0	28,1	790,97	-0,61	-0,74	0,29*
Fe (mg dm⁻³)^N	236,0	244,0	304,0	156,0	35,0	1228,77	0,02	-0,43	0,69*
Fe (mg dm⁻³)^C	223,1	230,0	275,0	146,0	38,8	1511,90	-0,37	-0,58	0,30*
Fe (mg dm⁻³)^P	263,3	275,0	333,0	100,0	55,6	3096,62	3,76	-1,51	0,04*
Zn (mg dm⁻³)^U	8,24	5,80	19,29	0,01	9,41	88,50	-2,67	0,29	0,04*
Zn (mg dm⁻³)^N	3,49	0,44	14,52	0,01	4,84	23,43	0,08	1,22	<0,001* *
Zn (mg dm⁻³)^C	8,77	7,72	18,00	0,02	6,30	39,72	-1,25	0,15	0,15*
Zn (mg dm⁻³)^P	4,95	4,18	18,02	0,01	5,35	28,66	0,57	1,02	0,02*
MO (g kg⁻¹)^U	23,32	23,20	26,80	20,59	2,50	6,25	-1,54	0,26	0,62*
MO (g kg⁻¹)^N	30,57	29,23	44,58	20,10	8,06	65,00	-1,11	0,39	0,08*
MO (g kg⁻¹)^C	30,31	29,60	40,90	22,70	5,57	32,12	-1,05	0,43	0,08*
MO (g kg⁻¹)^P	26,41	24,80	43,17	12,00	9,05	81,81	-0,58	0,34	0,53*
Arg (g kg⁻¹)^U	319,6	315,0	526,0	174,0	14,1	19897,87	-1,44	0,38	0,45*
Arg (g kg⁻¹)^N	321,6	28,1	662,0	8,00	170	29011,1	-0,43	0,28	0,76*
Arg (g kg⁻¹)^C	451,0	460,0	562,0	261,0	76,5	5852,38	1,13	-0,88	0,43*
Arg (g kg⁻¹)^P	310,8	281,0	555,0	67,00	15,6	24520,8	-1,18	0,01	0,39*
Silt (g kg⁻¹)^U	46,83	42,00	108,0	2,00	42,3	1789,37	-1,29	0,42	0,60*
Silt (g kg⁻¹)^N	86,87	44,00	386,0	0,00	96,2	9260,30	3,37	1,77	<0,001* *
Silt (g kg⁻¹)^C	56,94	46,00	140,0	11,00	29,8	890,56	2,62	1,23	0,05*
Silt (g kg⁻¹)^P	60,82	34,00	161,0	0,00	60,4	3651,78	-1,47	0,63	0,00**
Areia (g kg⁻¹)^U	633,6	628,5	793,0	472,0	11,8	14126,6	-0,98	0,03	0,96*
Areia (g kg⁻¹)^N	548,2	582,0	919,0	0,00	8,70	39949,8	1,62	-0,85	0,33*
Areia (g kg⁻¹)^C	492,0	490,0	664,0	390,0	79,2	6280,13	-0,11	0,63	0,39*
Areia (g kg⁻¹)^P	628,1	620,0	910,0	408,0	14,0	19668,5	0,13	0,66	0,30*

As letras sobrescritas referem-se às áreas de estudo urbana (U), mata nativa (N), lavoura (C) e pastagem (P). Potencial de hidrogênio (pH) em água; acidez potencial (H + Al), alumínio (Al), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K), medidos em cmolc dm⁻³; fósforo (P), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), medidos em mg dm⁻³; saturação de base (V) e saturação de

alumínio (m), medida em porcentagem; matéria orgânica (MO), argila, silte e areia, medidos em g kg⁻¹. Mínimo (Min.), máximo (Max.), desvio padrão (SD). (*) significativo e (**) não significativo pelo teste de Shapiro-Wilk a 5% de significância (Pr < W).

Avaliando os efeitos de diferentes usos do solo na mudança do pH verifica-se uma acidificação média do solo em todas as áreas (Tabela 1). O valor máximo de pH encontrado em área urbana foi 6,20 e o mínimo 5,40 tendo como média 5,77. Na área nativa o valor máximo foi 5,80 e o mínimo 3,90, média 5,00. Na área cultivada o valor máximo foi 6,00 e mínimo 4,31 sendo média 5,19, enquanto na área de pastagem o valor máximo foi 6,50 e o mínimo 4,10 e média 5,40. As médias ficaram entre 5,00 e 5,77 respectivamente em área nativa e urbana. O pH do solo é uma das propriedades que tem grande influência sobre várias características e processos físicos, químicos e biológicos do solo (Jin et al., 2021). Logo é considerada uma variante importante no ecossistema terrestre (Chuancheng et al., 2020 e Liu et al., 2013).

Os pH médios do solo das quatro áreas estudadas variaram entre 5,00 e 5,77 (Tabela 1), classificando com baixo e adequado respectivamente (Souza e Lobato, 2004). A morte das raízes das árvores pode fornecer matéria orgânica devido à sua alta biomassa, o que pode justificar a acidez do solo maior na área nativa, através da mineralização de seu nitrogênio e seguinte nitrificação, liberação de íons H⁺ pela dissociação de alguns grupos funcionais da matéria orgânica e a perda por lixiviação de cátions (como Ca e Mg) de complexos solúveis formados com matéria orgânica (Tang et al., 2013). A área urbana apresentou pH médio 5,77 o mais próximo de neutro de todas as áreas em estudo. O pH mais ácido foi encontrado na área nativa foi (5,0) por não receber ação antrópica como exemplo a calagem e ser naturalmente ácidos em função da intensa lixiviação de bases. A correção da fertilidade e da acidez do solo em superfície e subsuperfície é uma estratégia reconhecida no que se refere à produção de pastagens visando uma alimentação animal de acordo com o recomendável (Silva, 2017). Na maioria das vezes as pastagens da região em estudo não são feitas essas correções, devido o tipo de agricultura adotado ser de baixa precisão assim como também o nível de conhecimento tecnológico adotado pelos pecuaristas regionais.

O valor máximo de Ca encontrado em área urbana foi 8,26 cmol_c dm⁻³ e o mínimo 0,90 cmol_c dm⁻³ tendo como média 3,97 cmol_c dm⁻³ (Tabela 1). Em área nativa o valor máximo foi 19,30 cmol_c dm⁻³ e o mínimo 0,05 cmol_c dm⁻³, média 2,79 cmol_c dm⁻³. Na área cultivada o valor máximo foi 8,89 cmol_c dm⁻³ e mínimo 0,44 cmol_c dm⁻³ sendo média 3,86 cmol_c dm⁻³, já na área de pastagem o valor máximo foi 6,73 cmol_c dm⁻³ e o mínimo 0,11 cmol_c dm⁻³ e média 2,65 cmol_c dm⁻³. As médias ficaram entre 2,65 cmol_c

dm^{-3} e $3,97 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ respectivamente em pastagem e área urbana. Todas as áreas em estudo apresentaram interação entre os íons alumínio e cálcio, mostrando onde teve elevação do teor de Al^{3+} ocorreu diminuição do teor de Ca^{2+} , corroborando com trabalho de Alves et al. (2019). O teor se encontra adequado segundo a classificação de Souza e Lobato (2004).

O valor máximo de Mg encontrado em área urbana foi de $3,74 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,60 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ tendo como média $1,39$ (Tabela 1). Em área nativa o valor máximo foi $8,25 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,27 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, média $1,58 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Na área cultivada o valor máximo foi $8,60 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e mínimo $0,80 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ sendo média $2,57 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, já na área de pastagem o valor máximo foi $5,13 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,13 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e média $1,84 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. As médias ficaram entre $1,58$ e $2,57 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ respectivamente em área nativa e cultivada. Esse valor alto provavelmente deve às calagens realizadas nas áreas de cultivo. Os teores de Mg foram classificados em adequado e alto de acordo com Souza e Lobato (2004). Novak et al. (2021) encontrou valores semelhantes em diferentes áreas com a média maior para a área cultivada com cana de açúcar.

O valor máximo de K encontrado em área urbana foi $0,61 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,21 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ tendo como média $0,37 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em área nativa o valor máximo foi $1,25 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,06 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, média $0,33 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Na área cultivada o valor máximo foi $0,72 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e mínimo $0,01 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ sendo média $0,22 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e na área de pastagem o valor máximo foi $1,45 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,06 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e média de $0,48 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. As médias foram $0,22 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e $0,48 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e respectivamente em área cultivada e pastagem. Os níveis de potássio foram baixo nas áreas estudadas. O maior valor encontrado nas áreas de pastagens pode ser devido a permanência de animais na área, pois estes eliminam K em sua urina, porém em diferentes volumes, de maneira que animais maiores têm maior volume de excreção de urina e isso acaba refletindo nos teores de K no solo (Lazarin, 2019).

Em solos tropicais, a reserva de K, em geral, não é suficiente para suprir as necessidades das culturas, visto que a mineralogia dos solos confere baixa capacidade de retenção de cátions, o que resulta, nesse ambiente, na perda acentuada de K por lixiviação Lopes et al. (2016). De acordo com Villar (2007) a maioria dos solos brasileiros são bastante intemperado e lixiviado, com predomínio de caulinita $[\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4]$, gibbsita $[\text{Al}(\text{OH})_3]$, goelhita (Fe OOH) e hematita (Fe_2O_3) , em

diferentes proporções, na fração argila e com pequenas quantidades de minerais fornecedores de K nas frações mais grosseiras (areia e silte), as reservas de K não-trocável tendem a ser diminutas, caracterizando ambientes onde são baixas as reservas de médio a longo prazo.

O valor máximo de SB encontrado em área urbana foi $12,61 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $1,71 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ tendo como valor médio $5,73 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, área nativa o valor máximo foi $28,84 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,38 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ média $4,70 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Tabela1). Na área cultivada o valor máximo foi $17,62 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e mínimo $1,35 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ sendo média $0,66 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e na área de pastagem o valor máximo foi $12,33 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,51 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e média de $4,97 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. As médias foram $4,70$ e $6,66 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente em área nativa e cultivada. O valor encontrado em área cultivada é considerado muito boa de acordo Ribeiro et al. (1999) e Souza (2018).

O valor máximo de H+Al encontrado em área urbana foi $1,81 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,72 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ tendo como média $1,22 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em área nativa o valor máximo foi $9,81 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,97 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ média de $3,96 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Na área cultivada o valor máximo foi $13,95 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e mínimo $0,97 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ sendo média $4,51 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e na área de pastagem o valor máximo foi $5,98 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,72 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e média de $2,01 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. As médias foram $1,22$ e $4,51 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente em área urbana e cultivada. Os valores de acidez potencial também variaram com o tipo de uso do solo em estudo realizado por Melo et al. 2022.

Os menores valores de pH favoreceram o aumento da acidez potencial (H+Al), nas áreas nativo e cultivada que variou de $3,96$ e $4,51 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Tabela1). Observa-se que houve algum tipo de ação antrópica sobre os solos urbanos, seja por restos de construção que por serem de caráter alcalino elevaram o pH ou porque de fato houve uma correção do solo para o plantio de espécies arbóreo visto que as maiorias dos solos coletados dessa área foram em praças públicas.

O valor máximo de Al encontrado em área urbana foi $0,20 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ tendo como média $0,08 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em área nativa o valor máximo foi $1,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ média $0,33 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Na área cultivada o valor máximo foi $0,60 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e mínimo $0,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ sendo média $0,11 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e na área de pastagem o valor máximo foi $0,70 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $0,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e média de $0,22 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. As médias foram $0,08$ e $0,33 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ respectivamente em área urbana e nativa.

O valor de Al foi baixo, podendo estar associado ao fato das áreas urbanas terem mais areia, pois segundo Ronquim (2010), o solo possui tanto mais alumínio quanto maior for o teor em argila caulínica, uma vez que o alumínio é parte integrante e predominante dessa argila mineral. A saturação por alumínio nos solos urbanos foi baixa < 5% não sendo considerado prejudicial para as plantas. Além disso, o Al^{3+} aumenta em concentração em solos mais ácidos. Nesse estudo a média maior de alumínio foi encontrada em área nativa que tem o pH mais ácido.

O valor máximo de CTC encontrado em área urbana foi $13,93 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $3,22 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ tendo como média $6,95 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em área nativa o valor máximo foi $30,07 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $2,47 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ médias $8,66 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Na área cultivada o valor máximo foi $23,06 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e mínimo $5,10 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ sendo média $11,17 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e na área de pastagem o valor máximo foi $13,35 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e o mínimo $2,55 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e média de $6,98 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. As médias entre as diferentes áreas foram $6,98$ e $11,17 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente em área pastagem e cultivada. A capacidade de troca de cátions (CTC) de um solo, de uma argila ou dos húmus representa a quantidade total de cátions retidos à superfície desses materiais em condição permutável ($Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + H^+ + Al^{3+}$). Segundo Ribeiro (2021) a CTC pode ser explicada pela adição natural de resíduos vegetais ao sistema, sem rotação ou exposição do solo.

O valor máximo de P encontrado em área urbana foi $87,60 \text{ mg dm}^{-3}$ e o mínimo $2,50 \text{ mg dm}^{-3}$ tendo como média $35,10 \text{ mg dm}^{-3}$ em área nativa o valor máximo foi $73,70 \text{ mg dm}^{-3}$ e o mínimo $2,20 \text{ mg dm}^{-3}$ média $13,55 \text{ mg dm}^{-3}$ (Tabela 1). Na área cultivada o valor máximo foi $47,10 \text{ mg dm}^{-3}$ e mínimo $4,70 \text{ mg dm}^{-3}$ sendo médio $16,92 \text{ mg dm}^{-3}$ e na área de pastagem o valor máximo foi $89,00 \text{ mg dm}^{-3}$ e o mínimo $2,90 \text{ mg dm}^{-3}$ e média de $26,71 \text{ mg dm}^{-3}$. As médias foram $13,55$ e $35,10$ respectivamente em área nativa e urbana.

A área urbana apresentou baixas concentrações de P entre as áreas estudadas, sendo justificado pelo fato do P ter menor fixação em pH menor que 6, a disponibilidade dele vai diminuindo conforme a acidez aumenta, causando a fragmentação dos minerais de argila e a consequente liberação de Al^{3+} e Fe^{3+} (Tabela 1). O fósforo aplicado é então precipitado como fosfatos de Al e Fe, os quais são compostos insolúveis, tornando o fósforo menos disponível.

O valor máximo de saturação por bases (V%) encontradas em área urbana foi 91,80% e o mínimo 53,20% tendo como média 75,02% em área nativa o valor máximo

foi 93,70% e o mínimo 4,90% média 49,79%. Na área cultivada o valor máximo foi 87,80% e mínimo 20,30% sendo média 59,86% e na área de pastagem o valor máximo foi 92,70% e o mínimo 19,90% e média de 61,25%. As médias foram 49,79 e 75,02% respectivamente em área nativa e urbana.

A saturação por bases é um excelente indicativo das condições gerais de fertilidade do solo, sendo utilizada até como complemento na nomenclatura dos solos, as áreas em estudos são consideradas como: solos estróficos (férteis) = $V\% \geq 50\%$ com exceção da área nativa que foi inferior a 50%, conferindo o mesmo caráter distrófico.

O valor máximo do índice de saturação por alumínio (m%) encontradas em área urbana foi 10,50% e o mínimo 0,00% tendo como média 3,72% em área nativa o valor máximo foi 72,30% e o mínimo 0,00% média 19,88% (Tabela 1). Na área cultivada o valor máximo foi 30,70% e mínimo 0,00% sendo média 3,44% e na área de pastagem o valor máximo foi 58,00% e o mínimo 0,00% e média de 12,51%. As médias foram 3,44 e 19,88% respectivamente em área cultivada e nativa. Na área nativa e pastagens os teores de Ca foram menores e a saturação por alumínio maior. Verifica-se uma relação entre a distribuição de Ca e m%, pois onde há maior presença de Ca, o m% é menor (Teixeira et al., 2017). O m% encontrado é médio (medianamente prejudicial).

Os micronutrientes no solo são indicadores críticos da saúde, estabilidade e provisão de alimentos do ecossistema (Folasade e Abolakale, 2021). Com relação aos micronutrientes todos estavam acima do nível considerado alto.

O valor máximo de Cu encontrado em área urbana foi $4,87 \text{ mg dm}^{-3}$ e o mínimo $0,07 \text{ mg dm}^{-3}$ tendo como média $1,25 \text{ mg dm}^{-3}$ em área nativa o valor máximo foi $4,15 \text{ mg dm}^{-3}$ e o mínimo $0,01 \text{ mg dm}^{-3}$ média $0,71 \text{ mg dm}^{-3}$ (Tabela1). Na área cultivada o valor máximo foi $3,48 \text{ mg dm}^{-3}$ e mínimo $0,01 \text{ mg dm}^{-3}$ sendo média $0,96 \text{ mg dm}^{-3}$ e na área de pastagem o valor máximo foi $3,24 \text{ mg dm}^{-3}$ e o mínimo $0,01 \text{ mg dm}^{-3}$ e média de $0,79 \text{ mg dm}^{-3}$. As médias encontradas foram $0,71 \text{ mg dm}^{-3}$ em nativa e $1,25 \text{ mg dm}^{-3}$ em área urbana. Valores de concentrações significativamente maiores nas áreas urbanas foi encontrado por Mónok et al. (2021).

O teor natural de cobre em solos é muito variável e depende da rocha matriz e da intensidade dos processos de formação do solo (físico químico e biológico) sobre a rocha (King, 1996).

O valor máximo de Mn encontrado em área urbana foi $125,00 \text{ mg dm}^{-3}$ e o mínimo $7,47 \text{ mg dm}^{-3}$ tendo como média $45,23 \text{ mg dm}^{-3}$ em área nativa o valor máximo foi $141,00 \text{ mg dm}^{-3}$ e o mínimo $0,05 \text{ mg dm}^{-3}$ média $56,29 \text{ mg dm}^{-3}$. Na área

cultivada o valor máximo foi 125,10 mg dm⁻³ e mínimo 0,09 mg dm⁻³ sendo média 22,83 mg dm⁻³ e na área de pastagem o valor máximo foi 132,00 mg dm⁻³ e o mínimo 0,01 mg dm⁻³ e média de 65,99 mg dm⁻³. As médias encontradas foram 22,83 mg dm⁻³ em área cultivada e 65,99 mg dm⁻³ em área de pastagem. Recha et al. (2022) observaram teores de Mn maiores em área de floresta do que em outros usos do solo.

O valor máximo de Fe encontrado em área urbana foi 269,00 mg dm⁻³ e o mínimo 197,00 mg dm⁻³ tendo como média 241,83 mg dm⁻³ em área nativa o valor máximo foi 304,00 mg dm⁻³ e o mínimo 156,00 mg dm⁻³ médias 236,04 mg dm⁻³ (Tabela 1). Na área cultivada o valor máximo foi 275,00 mg dm⁻³ e mínimo 146,00 mg dm⁻³ sendo média 223,18 mg dm⁻³ e na área de pastagem o valor máximo foi 333,00 mg dm⁻³ e o mínimo 100,00 mg dm⁻³ e média de 263,35 mg dm⁻³. As médias encontradas foram 233,18 mg dm⁻³ em área cultivada e 263,35 mg dm⁻³ pastagens. A menor disponibilidade de Fe em áreas cultivadas pode estar relacionada com a elevação do pH do solo como a calagem (Raíj, 2011). O valor máximo de Zn encontrado em área urbana foi 19,29 mg dm⁻³ e o mínimo 0,01 mg dm⁻³ tendo como média 8,24 mg dm⁻³ em área nativa o valor máximo foi 14,52 mg dm⁻³ e o mínimo 0,01 mg dm⁻³ média 3,49 mg dm⁻³. Na área cultivada o valor máximo foi 18,00 mg dm⁻³ e mínimo 0,02 mg dm⁻³ sendo média 8,77 mg dm⁻³ e na área de pastagem o valor máximo foi 18,02 mg dm⁻³ e o mínimo 0,01 mg dm⁻³ e média de 4,95 mg dm⁻³. As médias encontradas foram 3,49 em nativa e 8,77 mg dm⁻³ em área cultivada. Resultados semelhantes foram encontrados por Farejado et al. (2009). Os teores de Zn mais baixos em superfície foram observados em solos com material de origem mais ácido, destacando o Argissolo Amarelo desenvolvido de sedimentos da Formação Barreiras, com 3,56 mg kg⁻¹, menor teor dentre os solos estudados (Araújo, 2014).

Os valores máximos de matéria orgânica em área urbana ficaram entre 26,80 g kg⁻¹ e mínimo de 20,59 g kg⁻¹ os valores médios foram 23,32 g kg⁻¹. Em área nativa os máximos foram 44,58 g kg⁻¹ e mínimo 20,10 g kg⁻¹ e média 30,57 g kg⁻¹. Já em área cultivada os valores máximos foram 40,90 g kg⁻¹ e mínimos de 22,70 g kg⁻¹ média 30,31 g kg⁻¹. Pastagem teve os valores máximos 43,17 g kg⁻¹ mínimos 12,00 g kg⁻¹. A média variou entre 23,32 em urbana e 30,57 em nativo g kg⁻¹.

Nesse estudo a média maior de matéria orgânica foi na área nativa corroborando com as afirmações acima (Tabela 1). A adição de fertilizantes nitrogenadas também favorece a acidificação dos solos. Os íons NH⁴⁺ no fertilizante substituem os cátions básicos (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) detido na superfície do solo, facilitando a lixiviação do

solo e reduzindo seu efeito tampão na acidificação e quando um íon NH_4^+ é absorvido pelas plantas, um íon H^+ é liberado na solução do solo, causando a acidificação do solo. As menores médias de matéria orgânica foram encontradas na área urbana e pastagens. Em trabalho realizado por Selassie et al. (2015) descreve que o aumento contínuo na densidade do solo pode ter resultado de um declínio no conteúdo de matéria orgânica do solo e compactação. A média maior de matéria orgânica foi encontrada em área nativa, algo que já se esperava logo em seguida em área cultivada devido a maiores aportes de insumos e decomposição menos intensa. A exportação de resíduos pelas colheitas e a falta de aplicação de esterco poderem ter causado menores teores nos solos de pastagens e urbanos, além disso a baixa de matéria orgânica pode ser decorrente de práticas inadequadas de manejos nas pastagens.

Na área urbana o teor de matéria orgânica foi o menor encontrado na área em estudo corroborando com Li et al. (2013) que também encontrou menor valor de matéria orgânica em áreas urbanas (Tabela 1). A matéria orgânica é uma parte de grande importância para o solo, pois retém nutrientes e água das perdas que acontece no ambiente. Em contraste com o presente estudo, Saha et al. (2019) relataram que a pastagem na camada superior do solo (0,00–0,15 m), exibiu a maior concentração de matéria orgânica ($13,2 \text{ g kg}^{-1}$), seguida por terras florestais ($10,2 \text{ g kg}^{-1}$) e solos cultivados ($7,23 \text{ g kg}^{-1}$).

Semelhante a este estudo, Villarino et al. (2017) mostraram que a conversão de vegetação nativa para sistemas agrícolas afetou fortemente a redução (9-5%) da matéria orgânica. Neste estudo, o teor de matéria orgânica foi nativo > cultivada > pastagens > urbana em todos os diferentes usos da terra. Isso pode estar relacionado com o aporte de material na área nativo e às aplicações de insumos orgânicos em áreas cultivadas. O resultado está de acordo com os dados obtidos por Selassie et al. (2015).

4.2 Análise de cluster

A Figura 6 mostra o agrupamento entre as áreas nativas e de pastagem essa semelhança deve-se muito provavelmente as propriedades físicas parecidas. Em trabalho realizado por Pantoja et al. (2019), a área de floresta e campo ficaram mais próximas, indicando que as características impostas ao solo dessas áreas são diferentes das demais e mais parecidas entre si. A área cultivada se aproximou mais do grupo

anterior e área urbana demonstrou que as características do solo dessas áreas são bem diferentes das demais.

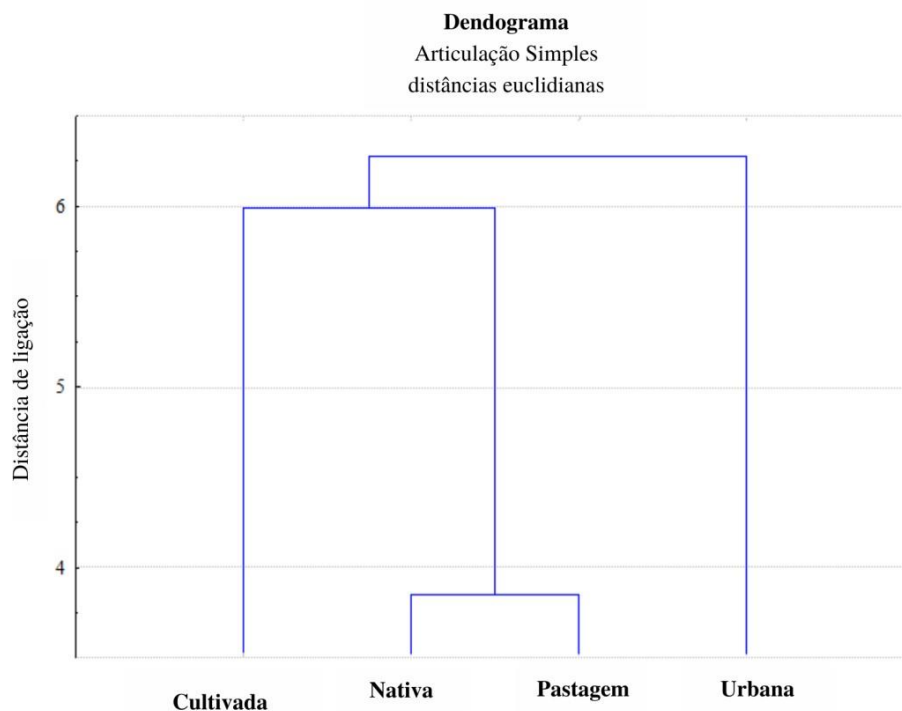


Figura 6-Análise de cluster nas áreas estudadas na parte superior da bacia hidrográfica do Rio Verruga.

Quando observa-se os solos da parte inferior da bacia hidrográfica do rio Verruga (Figura 7), pela análise de cluster percebe-se um comportamento inverso entre pastagem e área cultivada, nessa parte a área cultivada aproxima mais da nativa e a urbana permanece com o mesmo comportamento da parte superior. As características químicas dos solos dessas duas áreas foram mais próximas, assim como o teor de matéria orgânica.

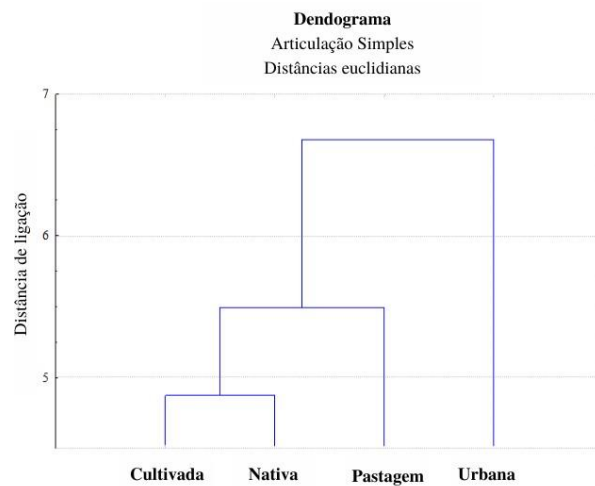


Figura 7-Análise de cluster nas áreas estudadas na parte baixa da bacia hidrográfica do Rio Verruga.

Na Figura 8 observou-se a divisão de grupos na parte superior e inferior da bacia (Figura 8). Nesta análise, a área nativa, pastagem e cultivada da parte superior estão afastadas das demais áreas, a urbana inferior está próximo do grupo anterior e das áreas cultivada, floresta e pastagem inferior que se aproximam mais da área urbana superior da bacia. Esse último grupo possui seu grau de similaridade maior. Freitas et al. (2015) constataram que a área de vegetação nativa formou um grupo distinto da área de cana-de-açúcar e reflorestada.

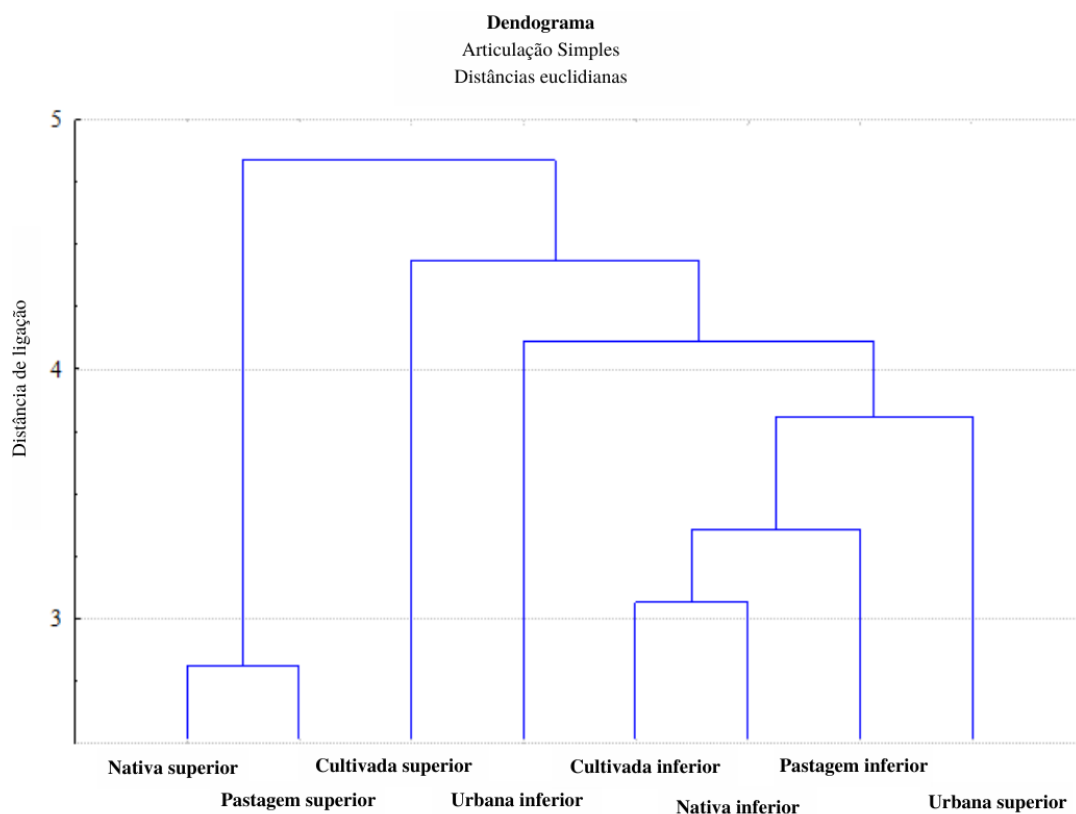


Figura 8-Análise de cluster nas áreas estudadas: parte de cima e parte de baixo da bacia hidrográfica do Rio Verruga.

4.3 Análise de componentes principais

A análise de componentes principais (ACP) explica 61,2% da variância. As variáveis positivamente correlacionadas foram agrupadas, enquanto variáveis negativamente correlacionadas são posicionadas em lados opostos da origem do gráfico. A distância entre as variáveis mostra que as propriedades estão bem representadas no mapa de fatores (Figura 9). As maiores contribuições do CP1 são m%, Al, matéria orgânica e argila. Inversamente proporcionais a essas variáveis são P, Ca, Mg, Zn, silte, SB e CTC.

No CP2, as variáveis com maior contribuição foram Cu, K, pH, V%, Mn, Fe e areia. O ACP demonstrou que mudanças no uso e cobertura da terra podem afetar significativamente as propriedades do solo. Em trabalho realizado por Souza et al. (2018) com análise multivariada de atributos químicos e físicos do solo em sistema agroflorestal com teca, os atributos Ca, SB, CTC, Areia, Mg e MO foram os mais

dominante, segundo o mesmo quanto maior for o comprimento de um vetor, mais dominante o mesmo será para a análise.

As frações inorgânicas (areia, site e argila) ficaram afastadas umas das outras dentro do círculo de correlação, mostrando variabilidade de textura e inferindo sua influência na distinção dos ambientes estudados Lopes et al. (2019) e Mendes et al. (2022).

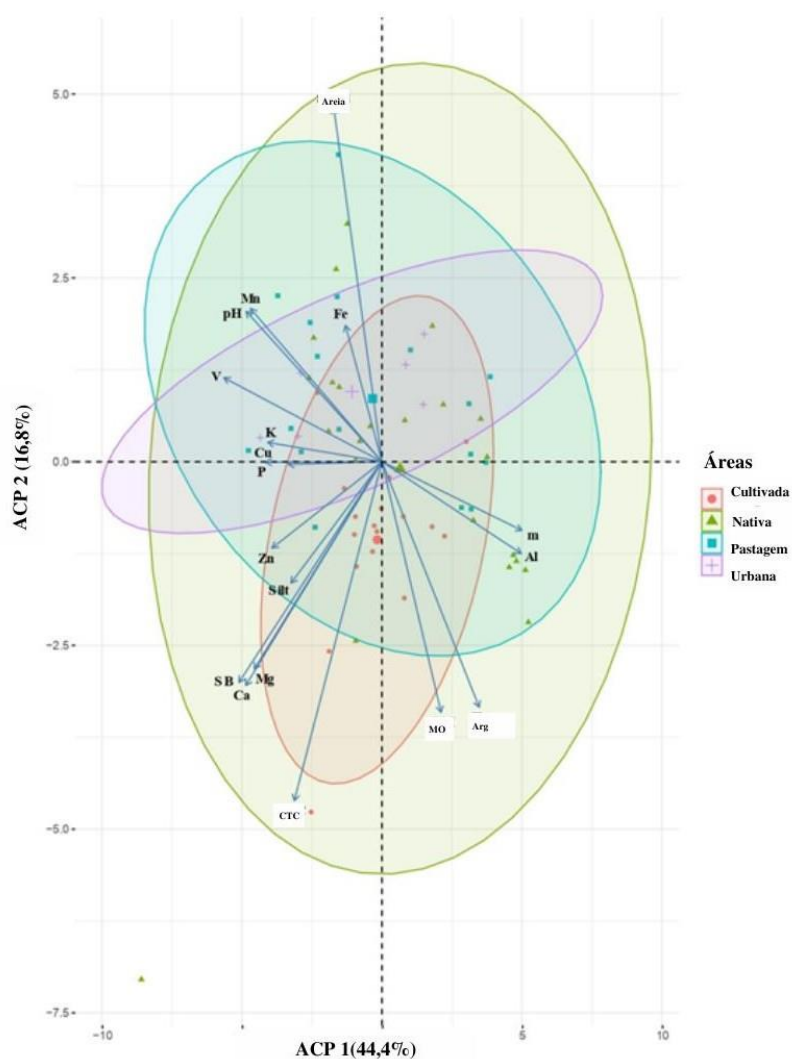


Figura 9-ACP de acordo com o uso e manejo das áreas de estudo.

Analisando a Tabela 2, a qual apresenta a matriz de correlação entre as variáveis originais e os componentes principais dos atributos químicos e granulometria do solo nas áreas estudadas ao longo da bacia hidrográfica do rio Verruga, cujos valores discriminam a correlação entre os pares de variáveis, observa-se que as variáveis pH,

Ca, Mg, SB, V e Mn, apresentaram coeficientes de correlação com valores superiores a 0,7 com outras variáveis, ou seja, predominantemente as correlações entre essas variáveis estudadas são fortes.

A análise de componentes principais resultou em uma redução para três componentes principais, que são conjuntos de auto vetores associados, os quais apresentam os escores que expressam a capacidade discriminatória das 19 variáveis analisadas.

Conforme a Tabela 2, o componente 1 (CP1) explica 44,41% da variabilidade total dos dados, enquanto, a componente 2 (CP2) explica 16,81% e a componente (CP3) explica 6,96%, acumulando um total de 68,18% do total de variância, demonstrando que os demais componentes expressam 31,82% da variação dos dados analisados.

Tabela 2 - Correlação entre as variáveis originais e os principais componentes dos atributos químicos e físicos do solo nas diferentes áreas estudadas ao longo da bacia hidrográfica do Rio Verruga.

Componente	pH	P	Ca	Mg	K	SB	Al	H + Al	V	m	CEC	Cu	Mn	Fe	Zn	MO	Argila	Silt	Areia
CP1	0,81	0,68	0,77	0,72	0,67	0,80	-0,83	-0,60	0,94	-0,82	0,45	0,54	0,78	0,23	0,63	-0,38	-0,59	0,52	0,32
CP2	0,28	-0,04	-0,54	-0,50	0,01	-0,53	0,17	-0,54	0,15	-0,10	0,82	-0,05	0,28	0,27	-0,23	-0,54	-0,48	-0,29	0,74
CP3	-0,09	0,17	0,02	0,04	0,35	0,05	0,46	0,11	-0,17	0,42	0,11	0,26	0,28	0,70	-0,08	0,14	-0,07	0,03	0,21
Total variância explicada																			
Componente	Autovalores iniciais																		
	Total	% de variância	% cumulativa																
1	8,79	44,41	44,41																
2	3,29	16,81	61,22																
3	1,32	6,96	68,18																

5 CONCLUSÕES

Medidas de conservação têm implicações importantes para melhorar a fertilidade do solo na bacia hidrográfica do Rio Verruga.

Devido à relevância deste tema para o cenário atual, sugere-se que sejam realizadas pesquisas para que se possam obter resultados mais abrangentes.

As concentrações de nutrientes foram significativamente diferentes entre os tipos de usoda terra. As análises de cluster mostraram que existe semelhança entre áreas dediferentes usos na parte superior, quanto na parte inferior da bacia sendo notável nas

imagens.

As medidas de conservação têm implicações importantes para melhorar a fertilidade do solo na bacia hidrográfica do Rio Verruga. Portanto, orientação e acompanhamento adequados, uso de agroflorestas e faixas de grama e manutenção são necessários para a sustentabilidade da bacia e boas condições do solo.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aide, T.M.; Clark, M. L.; Grau, H.R.; Carr, D. L.; Levy, M. A.; Redo, D.; Moheno, M. B.; Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). **Biotropica**, v.45, p.262–271, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>

Abdi, D.Y.; Derege, T. M.; Woldegiorgis, T.S. Variability of Soil Chemical Properties in Lower Wabishebele Sub-Basin in Somali Region Southeastern Ethiopia, as influenced by land use and land cover. **African Journal of Agricultural Research**, v.18, p.153–161, 2022. <https://doi.org/10.5897/AJAR2021.15840>

Abid, H.; Williams, L. J. **Principal Component Analysis**. John Wiley and Sons, Inc. WIREs Comp Stat 2: p.433–59, 2010

Alawamy, J.S. Balasundram, S.K.; Hanif, A, H.M.; Sung, C.T.B. Detecting and Analyzing Land Use and Land Cover Changes in the Region of Al-Jabal Al-Akhdar, Libya Using Time-Series Landsat Data from 1985 to 2017. **Sustainability**, v.12, p.4490, 2020. <https://doi:10.3390/su12114490>

Alves, M. H. D.; Costa, A. R. de S.; Silva, K. W. dos S.; Junior, P. M. de S.; Teixeira, O. M. M.; Gonçalves, A. C. da S.; Carvalho, L. T. da S.; Braz, A. M. de S. Levantamento das propriedades químicas do solo com diferentes usos agrícolas no baixo Amazonas, Pará/ Survey of chemical properties of soil with different agricultural uses in the lower Amazon, Pará. **Brazilian Journal of Development**, v.5, n.10, p. 28983–28996, 2019. <https://doi.org/10.34117/bjdv5n12-067>

Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; de Moraes Gonçalves, J. L.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, p.711–728, 2013. <https://doi:10.1127/0941-2948/2013/0507>

Anderson, T.H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.98, p.285–293, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00088-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00088-4)

Ayele, G.T.; Tebeje, A.K.; Demissie, S.S.; Belete, M.A.; Jemberrie, M.A.; Teshome, W.M.; Mengistu, D.T.; Teshale, E.Z. Time series land cover mapping and change detection analysis using geographic information system and remote sensing, Northern Ethiopia. **Air, Soil and Water Research**, v.11, p.1–18, 2018. <https://doi.org/10.1177/1178622117751603>

Ayele, G.T.; Demessie, S.S.; Mengistu, K.T.; Tilahun, S.A.; Melesse, A.M. Multitemporal Land Use/Land Cover Change Detection for the Batena Watershed, Rift Valley Lakes Basin, Ethiopia.

In: Melesse, A., Abtew, W. (eds) Landscape Dynamics, Soils and Hydrological Processes in Varied Climates. **Springer Geography**. Springer, Cham. p.51-72, 2016. https://doi.org/10.1007/978-3-319-18787-7_4

Araújo, P. R.M. **Teores de referência e geoquímica de metais pesados em solos da caatinga** – PE. 2014, 102 p, Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Universidade Federal Rural de Pernambuco-Recife.

Arshad, M. A.; Martin, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.88, p. 153–160. 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00252-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00252-3)

Assefa, F.; Elias, E.; Soromessa, T.; Ayele, G.T. Effect of Changes in Land-Use Management Practices on Soil Physicochemical Properties in Kabe Watershed, Ethiopia. **Air, Soil and Water Research**, v.13, p.147-155, n.27, 2020. <https://doi.org/10.1177/1178622120939587>

Braga, M. De. A. **Avaliação de impactos provocados por deflúvios urbanos e rurais nas águas do rio Vermelho utilizando cromatografia iônica**. 2014. 76 p. Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia.

Benedictis, N.M.S.M. **Política Ambiental e Desenvolvimento Urbano na serra do Periperi em Vitória da Conquista-Ba**. 2007. 107p. Dissertação de mestrado Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil.

Bergier, I. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. **Science of The Total Environment**, v. 46, n.64, p.1060–1066, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.036>

Bojko, O.; Kabala, C. Transformation of physicochemical soil properties along a mountain slope due to land management and climate changes — A case study from the Karkonosze Mountains, SW Poland. **Catena**, v.140, n.27, p.43-54, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.015>

Bünemann, E. K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.; Creamer, R. E.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Brussaard, L.; Flesskens, L.; Geissend, V.; Kuypers, T.W.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Wijnand, S.; Groenigen, J.W.V.; Brussaard, L. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v.120, n.47, p. 105 –125. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>

Caballero, C. B.; Ruhoff, A.; Biggs, T. Land use and land cover changes and their impacts on surface-atmosphere interactions in Brazil: A systematic review. **Science of The Total Environment**, v.808, n.100, p.152134, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152134>

Carlucci, M.B.; Luza, A.L.; Hartz, S.M.; Duarte, L.D.S. Forests, shrublands and grasslands in southern Brazil are neglected and have specific needs for their conservation. Reply to Overbeck et al. **Natureza e Conservação**, v.14, n.71, p.155–157, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.08.001>

Coutinho, F. S.; Pinto, L. A. S. R.; Pereira, M. G.; Assunção, S. A.; Zandoná, S. R.; Barros, F. C.; Souza, R. S.; Fagundes, H. S.; Souza, E. H. S. Soil quality indicators in areas with different vegetation cover in the Atlantic Forest biome, Southeastern Brazil. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.7, p.1-15, 2020. <http://doi.org/10.6008/CBPC2179->

6858.2020.007.0001

Chuancheng, F; Zhang, H.; Tu, C.; Luo, Y. Spatial interpolation of orchard soil pH using soil type and planting duration as auxiliary information, **Pedosphere**,v.30, n.22,p.628-637, 2020. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60045-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60045-1).

Duval, M.E;Galantini J.A;Martínez J.M.; Limbozzi, F.Labile soil organic carbon for assessing soil quality: influence of management practices and edaphic conditions,**Catena**, v.171, n.61, p.316-326,2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.023>

Doran, J. W.;Coleman, D.C.; Bezdicek, D. F.;Stewart, B. A.;Doran, J. W.;Parkin, T. B.Defining and Assessing Soil Quality. **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**.v.35, n.21, p.901-922, 1994.[https:// doi:10.2136/sssaspecpub35.c1](https://doi:10.2136/sssaspecpub35.c1)

Fajardo, J. D. V.; Souza, L. A. G. de.;Alfaia, S. S.Characterísticas químicas de solos devárzeas sob diferentes sistemas de uso da terra, na calha dos rios baixo Solimões e médio Amazonas. **Acta Amazonica**, v.39, n.2, p.24-37, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000400001>

FAO. Avaliação Global dos Recursos Florestais 2015: Como as Florestas do Mundo Estão Mudando? **Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação**.2ª ed. Roma, Itália, 2016.

Fan, X.; Ma, Z.; Yang, Q.; Han, Y.;Mahmood, R. Land use/land cover changes and regional climate over the Loess Plateau during 2001–2009. Part II: interrelationship from observations. **Climatic Change** ,v.129, n.41, p. 441–455,2015. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1068-5>

Fentie, S. F.;Jembere, K.; Fekadu, E., Wasie, D.Land Use and Land Cover Dynamics and Properties of Soils under Different Land Uses in the Tejibara Watershed, Ethiopia. **The Scientific World Journal** ,v.2020,p.112,2020. <https://doi.org/10.1155/2020/1479460>

Freitas, D. A.; Fonseca, F.; Figueiredo, T. de.Aggregation stability: indicator of soil quality of great relevance in decisions regarding soil use and management. **Studies in environmental and animal sciences**, v.3, n.14, p.680–692.2022. <https://doi.org/10.54020/seasv3n3-016>

Freitas, L.;Casagrande, J.;Oliveira, I.;Campos, M. Atributos químicos de latossolovermelho submetido a diferentes manejos. **Floresta**, v.45, n.19, p.229-240,2015.<https://doi:http://dx.doi.org/10.5380/rf.v45i2.30104>

Gomes, Aline Lima. **Atributos do solo sob manejos agrícolas camponeses** 2021. 65 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Área de Concentração: Ciência do Solo e Recursos Ambientais), Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa-PR.

IBGE. **Monitoramento da cobertura e uso da terra do Brasil**, 2016 - 2018. Rio de Janeiro: [s.n.].

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, n.10, p.361–374,2019. <https://doi:10.1016/j.rsase.2018.12.004>

Jenny, H. 1980. **The soil resource: Origin and behavior**. Ecol. Studies 37. Springer-Verlag,

New York.

Jin, J.; Wang, L.; Müller, K.; Wu, J.; Wang, J.; Zhao, K.; Berninger, F.; Fu, W. A 10-year monitoring of soil properties dynamics and soil fertility evaluation in Chinese hickory plantation regions of southeastern China. **Scientific Reports** v.11, n.27, .219-223, 2021.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-02947-z>

Jolliffe, I.T. **Principal component analysis**. New York: Springer-Verlag, 1986.

Khalil, R. Z.; Saad, U.H. InSAR coherence-based land cover classification of Okara, Pakistan. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v.21, n.7, p.23–28, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2017.08.005>

King, L.D. Soil heavy metals. In: ALVAREZ, V.H.; FONTES, L.E.T.; FONTES, M.P.F. (Eds.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa, 1996. p.823-836.

Lanzarin, F. H. **Determinação dos atributos físicos e químicos de um nitossolo vermelho distroférrico em diferentes sistemas de manejo de uma propriedade rural familiar**. 2021, 104p. Dissertação de mestrado apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Larson, W.E., and F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. v.2. IBSRAM Proc. 12 (2). Bangkok, Thailand. Int. Board for Soil Res. and Management.

Li, Zg.; Zhang, Gs; Liu Y; Wan Ky.; Zhang Rh.; Chen, F. Avaliação de nutrientes do solo para ecossistemas urbanos em Hubei, China. **PLOS ONE** v.8, n.2, p.75-85, 2013.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075856>

Lopes, A. S.; Guilherme, L. R. G. Chapter One - A Career Perspective on Soil Management in the Cerrado Region of Brazil. **Advances in Agronomy**, v.137, n.45, p.1-72, 2016. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.12.004>

Lopes, T.C.S.; Portela, J.C.; Melo, S.B.; Oliveira, V.N.Sde.; Batista, R.O.; Gondim, J.E.F.; Cunha, M.E.de. Characterization of Physical-Chemical and Structural Soil Attributes in the Semiarid Region of the Rio Grande do Norte State, Brazil. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n.29, p. 359-369, 2019. <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v11n3p359>.

Liu, Z.P.; Shao, M.A.; Wang, Y.Q. Large-scale spatial interpolation of soil pH across the Loess Plateau, China. **Environmental Earth Sciences**, v.69, n.11, p. 2731–2741, 2013.
<https://doi.org/10.1007/s12665-012-2095-z>

Melo, V. S. de.; Marques, J. D.; Silva Júnior, M. L. da.; Meyer, L. F. F.; Dias, V. H. R.; Aguiar, T. de S.; Teixeira, O. M. M. Atributos físicos e químicos de solos sob diferentes tipos de uso e manejo no assentamento Abril Vermelho, Amazônia

Oriental. **Conjecturas**, v.22, n.15, p. 79–97. 2022. <https://doi.org/10.53660/CONJ-453-521>

Mendes, R.; Portela, J.C.; Gondim, J.E.F.; Ribeiro, M.A.; Medeiros, J.F.De.; Queiroz, G.C.M. D e.; Atributos físicos, químicos e estruturais do solo em agroecossistemas na região semiárida

brasileira. **Revista Ciência Agronômica**, v.53, n.31, 2022. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20220016>

Moghadam, B.K.; Jabarifar, M.; Bagheri, M.; Shahbazi, E. Effects of land use change on soil splash erosion in the semi-arid region of Iran. **Geoderma**, v.24, n.19, p.147-155, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.025>

Mónok, D.; Kardos, L.; Pabar, S. A.; Kotroczó, Z.; Tóth, E.; Végvári, G. Comparison of soil properties in urban and non-urban grasslands in Budapest area. **Soil Use and Management**, v.37, n.9, p.92-98, 2020. <https://doi.org/10.1111/sum.12632>

Mouël, C.; Forslund, A. How can we feed the world in 2050? A review of the responses from global scenario studies. **European Review of Agricultural Economics**, v.44 p.541–591, 2017. <https://doi.org/10.1093/erae/jbx006>

Nabiollahi, K., Golmohamadi, F., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Kerry, R., & Davari, M. Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate. **Geoderma**, v.318, n.26, p.16–28, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.024>

Novak, E.; Carvalho, L. A.; Santiago, E. F.; Ferreira, F. S.; Maestre, M. R. Composição química do solo em diferentes condições ambientais. **Ciência Florestal**, v.31, n.32, p.1063-1085, 2021. <https://doi.org/10.5902/1980509828995>

Neto, A.P.S.; Pinheiro, M.P.; Ferreira, J.S. Reflorestamento participativo do Rio Verruga em Vitória da Conquista – Ba. **Educação Ambiental em Ação**, v.9, n.1, p.3-11, 2011, <https://revistaea.org/pf.php?idartigo=992>

Oliveira Júnior, A. I. de.; Mendonça, L. A. R.; Fontenele, S. de B.; Araújo, A. O.; Brito, M. G. de S. L. Statistical multivariate analysis applied to environmental characterization of soil in semiarid region. **Revista Caatinga**, v.32, n.7, p.200–210, 2019. <https://doi.org/10.1590/1983-21252019v32n7rc>

Oliveira, L. L. P.; Portela, J. C.; Silva, E. F.; Dias, N. S.; Gondim, J. E. F.; Fernandes, C.N.; Medeiros, J. F. Water retention in Cambisols under land uses in semiarid region of the Brazil. **Journal of Arid Environments**, v.189, n.63, p.1-11, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104483>

Overbeck, G.; Muller, S.; Fidelis, A.; Pfadenhauer, J.; Pillar, V.; Blanco, C.; Forneck, E. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.9, n.21, p.101–116, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>

Overbeck, G. E.; Vélez-Martin, E.; Scarano, F. R.; Lewinsohn, T. M.; Fonseca, C. R.; Meyer, S. T.; Pillar, V. D.; Muller, S. C.; Coetto, P.; Dadalt, L.; Durigan, G.; Ganada, G.; Gossner, M. M.; Guadagnin, D. L.; Lorenzen, K.; Jacobi, C. M.; Wolfgang, W. W.; Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v.21, n.56, p.1455–1460, 2015. <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>

Pantoja, J. C. M.; Campos, M. C. C.; Lima, A. F. L. de.; Cunha, J. M. da.; Simões, E. L.; Oliveira, I. A. de.; Silva, L. S. Multivariate analysis in the evaluation of soil attributes in areas under different uses in the region of Humaitá, AM. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.14, n.88, p.1-16, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.23>

Pereira, M.G.; Pinta, L.A.S.R.; Rossi, C.Q.; Santos, O.A.Q.; Moura, O.V.T.; Martelleto, L.A.P. Atributos físicos e químicos do solo sob diferentes sistemas de produção em solos de textura arenosa. **Magistra**, v.30, n.29, p.342–350, 2020. <https://www3.ufrb.edu.br/magistra/index.php/magistra/article/view/857>

Prăvălie, R.; Patriche, C.; Borrelli, P.; Panagos, P.; Roșca, B.; Dumitrașcu, M.; Nita, I.A.; Săvulescu, I.; Birsan, M.V.; Bandoc, G. Arable lands under the pressure of multiple land degradation processes. A global perspective. **Environmental Research**, v.194, p. 1-13, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110697>

Radambrasil. Folha SD.24 Salavador - Potencial de Recursos Hídricos. [s.l: s.n.]. v.24, 1999.

Raij, B.V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011.

Recha, J.W.; Ambaw, G.; Nigussie, A.; Radeny, M.; Solomon, D. Soil Nutrient Contents in East African Climate-Smart Villages: Effects of Climate-Smart Agriculture Interventions. **Agriculture**. v.12, p.499, 2022. <https://doi.org/10.3390/agriculture12040499>

Regasa, M. S.; Nones, M.; Adeba, D. A Review on Land Use and Land Cover Change in Ethiopian Basins. **Land**, v. 10, n.13, p.585. 2021. <https://doi.org/10.3390/land10060585>

Ribeiro, S.B. **Atributos químicos, físicos e biológicos em sistemas de uso da terra em Marabá no Sudoeste de Pará**. 2021. 51p. Tese (Doutorado em Produção Vegetal)- Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal-SP

Ribeiro, A. C.; Guimarães, P. T. C.; Alvarez, V. H V. **Recomendações para o uso decorretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação**. – Viçosa, MG, 359p. 1999.

Ribeiro, E.; Ramos, P. V.; Fruett, T.; Nascimento, P. C. Do; Chaves, E. Changes by use and management in alluvial plain soils in southern Brazil. **Research, society and development**, v. 10, n.3, p.22-29, 2021. <https://10.33448/rsd-v10i16.23317>

Rocha, A.A. **Análise Socioambiental da Bacia do Rio Verruga e os Processos da Urbanização de Vitória da Conquista – Ba**. 2008, p.179 Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Paraíba, PB-Brasil.

Ronquim, C.C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais, Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, v. 8, n.1, p.2-7, 2010.

Saha, D.; Kukal, S.S.; Bawa, S.S. Soil organic carbon stock and fractions in relation to land use and soil depth in the degraded Shiwaliks hills of the lower Himalayas. **Land Degradation e Development**, v. 25, n.18, p.407–416, 2014. <https://doi.org/10.1002/ldr.2151>

Sampaio, R.J.; Santos, J.O.; Bonfim, D.A. Dimensões da sustentabilidade em bacias hidrográficas: Uma aplicação do 'gráfico de radar' à bacia do Rio Verruga/BA. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**. v.9, n.41, p.336-350, 2018. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.004.0027>

Santos, F.S.;Machado,L.;Menezes,M.;Araújo,T. Diagnostico ambiental e plano demanejo da bacia hidrográfica do rio verruga. **Enciclopedia biosfera**, v.4, n.1, p.1-8,2008
<https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/4921>

Selassie, Y.G.;Anemut, F.;Addisu, S. The effects of land use types, management practices and slope classes on selected soil physico-chemical properties in Zikre watershed, North-Western Ethiopia. **Environmental Systems Research** ,v.4, n.7,p.101-107, 2015.
<https://doi.org/10.1186/s40068-015-0027-0>

Silva, Camila Menezes Rodrigues da.**Matéria orgânica e qualidade do solo em pastagem submetida a adubação com cama de aviário no Cerrado**. 2017.73 f.Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Rondonópolis, 2017.

Silva, e A. de A.; Junior. C, A. da S.;Boechat,L.C.;Silva,J.L.D.;
Teodoro,P.E.;Rossi,F.S.;Teodoro,L.P.R.;Pelissari,D.T.;Baio,F.H.R.; Lima,M.;
Effect of land uses and land cover on soil attributes in the southern Brazilian Amazon.**Environmental Monitoring and Assessment** v,194,n. 709, p.1001-1008, 2022.
<https://doi.org/10.1007/s10661-022-10342-y>

Sousa,D.M.G.;Lobato,E. (2004).Embrapa Informação Tecnológica, 2. ed.Brasília, DF.
Cerrado: correção do solo e adubação.

Souza, H.S.;Filho,A de A.T;Souza,E.C.de.;Aparecida,D.;Arriel,A.;Medeiros,R.A.Análise multivariada de atributos químicos e físicos do solo em sistemaagroflorestral com teca. **Scientia Agraria**, v. 19, n.20, p. 87-93,2018. <https://revistas.ufpr.br/agraria/article/view/53385/35110>

Singh, S. K.;Laari, P. B.;Mustak, S.; Srivastava, P. K.; Szabó, S. Modelling of land use and land cover change using earth observation data-sets of Tons River Basin, Madhya Pradesh, India. **Geocarto International**, v.33, n.11, p.1202-1222,2018.
<https://10.1080/10106049.2017.1343390>

Sobrinho, M. S.;Tabarelli,M.;Machado, I.C.;Sfair, J.C.;Bruna,E.M.;Lopes, A.V.Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. **Biotropica**,v.48, n.26, p.586–597,2016.
<https://doi.org/10.1111/btp.12334>

Sociedade brasileira de ciência do solo/SBCS. Núcleo Estadual Paraná (Curitiba)/SBCS - NEPAR. **Manual de adubação e calagem: para o estado do Paraná**. Curitiba, 2017. 482 p.

Sun, J.; Huang, C.H.; Han, G.;Wang,Y. Effects of cover on soil particle and associated soil nutrient redistribution on slopes under rainfall simulation. **Journal of Soils and Sediments**,v.19, n.36, p.729–740,2019.<https://doi.org/10.1007/s11368-018-2088-y>

Souza, C. M.; Shimbo,J.Z.; Rosa, M. R.;Parente, L. L.;Alencar, A.A.; Rudorff,B.F.T.; Hasenack,H.;Matsumoto,M.;Ferreira,L.G.;Filho,P.W.M.S.;Oliveira,S.W.;Rocha,W.F.;Fonseca,A.V.;Marques,C.B.;Diniz,C.G.;Monteiro,D.;Rosa.E.R.;Martin,E.V.;Weber,E.J.;Lenti,F.E.B.;Paternost,F.F.;Pareyn,F.G.C.;Siqueira,J.V.;Viera,J.L.;Neto,L.C.F.;Saraiva, M.M.;Sales,M.H.;Salgado,M.P.G.;Vasconcelos,R.;Galano,S.;Mesquita,V.V.;Azevedo,T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**,v.12, n.12, p.2735,2020.
<https://doi:10.3390/rs12172735>

Stefanoski, D. C.;Santos, G. G.;Marchão, R. L.;Petter, F. A.; Pacheco, L. P. Uso emanejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, vol.17, n.24, p.1301-1309, 2013. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662013001200008>

Tang, C.;Weligama, C.;Sale, P.Subsurface Soil Acidification in Farming Systems: Its Possible Causes and Management.**Molecular Environmental Soil Science**. v.19, n. 28,p.215-222, 2013.https://doi.org/10.1007/978-94-007-4177-5_13

Tellen, V. A.;Yerima, B. P. K.Effects of land use change on soil physicochemical properties in selected areas in the North West region of Cameroon. **Environmental Systems Research**,v.7, n.4, p.1-29,2018.<https://doi.org/10.1186/s40068-018-0106-0>

Teixeira, P. C.; Donagemma, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G **Manual de métodos de análise de solo**.EMBRAPA. Cátions trocáveis (Parte II - Análises Químicas), 2017.

Tian, D.;Shuli,N. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. **Environmental Research Letters**.v.10, n.54, p,1-12,2015 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/024019>.

Villarino, S.H.;Studdert,G.A.;Baldassini,P.;Cendoya,M.G.;Ciuffoli,L.;Mastrángelo,M.; Piñeiro,G.;Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina,**Science of The Total Environment**,v.575, n.112, p.1056-1065,2017.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.175>.

Villar, M. L. P. **Manual de interpretação de análise de plantas e solos e recomendação de adubação**. Cuiabá: EMPAER-MT, 2007. 182 p.

Wang, Z.; Deng, X.; Wong, C. Integrated Land Governance for EcoUrbanization. **Sustainability** ,v. 8, n.1, p.90-93, 2016. <https://doi.org/10.3390/su8090903>

Ward, J. H. Hierarchical grouping to optimize an objective function. **Journal of the American Statistical Association**, v. 58, n.21, p. 236-244, 1963.

Zhang, H.;Wang, B.;Li Liu, D.; Zhang, M.;Leslie, L. M.;Yu, Q. Using an improved SWAT model to simulate hydrological responses to land use change: a case study of a catchment in tropical Australia. **Journal of Hydrology**,v.7, n.5, p.,202-208,2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124822>

Zajícová, K.;Chuman, T. Effect of land use on soil chemical properties after 190 years of forest to agricultural land conversion.**Soil and Water Research**, v.14, n.9, p.21-29,2019.<https://doi.org/10.17221/5/2018-swr>

