



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
MESTRADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

YARA DE ALMEIDA ARAÚJO

**PAISAGEM E AÇÕES ANTRÓPICAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS E
SEDIMENTOS DE RIACHOS INTERMITENTES NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO**

MOSSORÓ
2024

YARA DE ALMEIDA ARAÚJO

**PAISAGEM E AÇÕES ANTRÓPICAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS E
SEDIMENTOS DE RIACHOS INTERMITENTES NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de mestre em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Matéria orgânica do solo e caracterização de ecossistemas agrícolas e florestais

Orientadora: Prof^a. Dra. Eulene Francisco da Silva

Coorientadora: Prof^a. Dra. Eveline de Almeida Ferreira

MOSSORÓ

2024

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do autor, sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu respectivo autor seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

A663p Araújo, Yara de Almeida.

Paisagem e ações antrópicas na qualidade das águas e sedimentos de riachos intermitentes no semiárido brasileiro / Yara de Almeida Araújo. - 2024.

75 f. : il.

Orientadora: Eulene Francisco Silva. Coorientadora: Eveline de Almeida Ferreira. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Manejo de Solo e Água, 2024.

1. Avaliação ambiental. 2. Efeito antrópico. 3. Geoprocessamento. 4. Recursos Hídricos. I. Silva, Eulene Francisco, orient. II. Ferreira, Eveline de Almeida, co-orient. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade com AACR2 e os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência

Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva

CRB:15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas

da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

YARA DE ALMEIDA ARAÚJO

**PAISAGEM E AÇÕES ANTRÓPICAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS E
SEDIMENTOS DE RIACHOS INTERMITENTES NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de mestre em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Matéria orgânica do solo e caracterização de ecossistemas agrícolas e florestais

Orientadora: Prof^ª. Dra. Eulene Francisco da Silva

Coorientadora: Prof^ª. Dra. Eveline de Almeida Ferreira

Defendida em: 01/03/20024

BANCA EXAMINADORA

Eulene Francisco da Silva, Profa Dra. (UFERSA)
Presidente

Eveline de Almeida Ferreira, Profa Dra. (UFERSA)
Membro Examinador Interno

Rodrigo Fernandes, Prof Dr. (UFERSA)
Membro Examinador Interno



Documento assinado digitalmente
ALINE DE ALMEIDA VASCONCELOS
Data: 06/03/2024 12:25:06-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Aline de Almeida Vasconcelos, Profa Dra (UFS)
Membro Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

À Deus profunda gratidão pelo dom da vida e por me fortalecer no caminho do bem, concedendo-me sabedoria e coragem para enfrentar os obstáculos da vida.

À minha família, a essência fundamental da minha vida, dedico especial gratidão aos meus pais, Rosineide de Almeida Farias e Claudeilson Monteiro de Araújo, pelo inestimável cuidado, amor e incentivo. Estendo meu reconhecimento aos meus irmãos Cleyton de Almeida Araújo e Cayo de Almeida Araújo que mesmo estando fisicamente distantes, a presença deles é constante em minha vida. Faço uma prece a Deus, para que Ele os conduza e proteja.

À minha estimada orientadora, Professora Dra. Eulene Francisco da Silva. Além de orientadora, uma amiga. É difícil expressar com palavras todo o carinho e gratidão que recebi nos últimos dois anos. Agradeço eternamente pelos cuidados, amor, acolhimento, sensibilidade e pela orientação constante em todas as etapas da minha jornada acadêmica e pessoal. Além dos preciosos ensinamentos acadêmicos, ela me guiou a um melhor comportamento perante a vida, ressaltando incessantemente a importância de Deus em nossas vidas e das relações humanas.

Estendo meus agradecimentos para minha admirável coorientadora, Professora Dra. Eveline de Almeida Ferreira, que acompanhou este desafio, sempre manifestando sentimentos e atitudes abertas, positivas, críticas amigáveis em relação a nossa pesquisa. Essa postura foi fundamental para manter meu foco e entusiasmo, refletindo diretamente em minha dedicação a este trabalho.

Expresso minha gratidão à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) e ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água (PPGMSA) pela valiosa oportunidade de estudo. Também estendo meus agradecimentos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa acadêmica.

Agradeço a todos os membros da equipe do Laboratório de Microbiologia e Matéria Orgânica, com destaque para Francisco Eder, Victor Neudo graduado em Ecologia que se integrou de forma excepcional ao nosso laboratório, Noely Raiana, Mikael Sousa e Marx Cunha. Quero expressar minha gratidão a todos por toda a colaboração valiosa em cada fase da pesquisa, seja no campo ou no laboratório, desde o seu início até a concretização deste sonho. Isso ressalta que uma equipe unida pode alcançar grandes conquistas. Que vocês permaneçam sempre dedicados e dispostos a auxiliar. Também reconheço as significativas contribuições de

Alessandra Nunes, Ayslan Fernandes, Pedro Victor, Pedro Lucas, João Luiz, Paulo Ricardo, Laura Magdalena, Rodrigo Maia, Sthefany Lima, Alex Targino, nas análises laboratoriais e coletas em campo.

A todos os companheiros do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, especialmente aqueles que fazem parte do LASAPSA, não tenho palavras para descrever a importância de cada um de vocês. Vocês foram verdadeiramente excepcionais, construindo um ambiente de respeito e formando uma linda família para mim. Agradeço imensamente pela amizade, companheirismo e convívio agradável ao longo de todas as etapas do meu mestrado.

Ao corpo técnico do PPGMSA pelo suporte nas análises laboratoriais.

A banca examinadora composta pelos membros excepcionais Prof. Dr. Rodrigo Fernandes e Profa. Dra. Aline de Almeida pelas contribuições dadas no intuito de melhorar o trabalho.

Neste trajeto, encontrei desafios e triunfos que tive a alegria de compartilhar com pessoas que, em diferentes momentos, desempenharam um papel crucial nessas experiências. Expresso, assim, meu profundo e sincero agradecimento a todos aqueles que foram diretamente e indiretamente significativos ao longo dessa jornada.

RESUMO GERAL

Em escala global, a escassez hídrica é uma fonte de conflitos especialmente em regiões semiáridas que são caracterizadas por altas temperaturas e períodos de chuvas curtos e irregulares resultando em riachos temporários e dependentes da estação chuvosa. Com a escassez de corpos hídricos, diversas atividades antrópicas se desenvolvem nas adjacências de riachos intermitentes, que comprometem a qualidade da água e do sedimento.. Neste sentido, objetivou-se avaliar a qualidade da água e do sedimento em riachos intermitentes com diferentes graus de perturbações antrópicas, na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró, região semiárida do Rio Grande do Norte. As amostras de água e de sedimento foram coletadas entre os meses de junho e julho de 2022 (final da estação chuvosa), em 34 trechos de riachos situados na porção mediana da bacia. Para identificar os principais usos dos trechos, em um raio de 500m, foram utilizados mapas classificados pelo Projeto Mapbiomas, para o ano de 2022, os quais foram recortados no software Qgis. Em relação a qualidade da água, foram mensuradas as características físico-químicas temperatura, turbidez, pH; CE, K^+ , Na^+ , P, Clorofila, Ca^{+2} , Mg^{+2} , Cl^- , SO_4^{-2} , CO_3^{-2} e HCO_3^- , além de dureza e RAS. Foram quantificados os micronutrientes e metais totais (Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn) presentes nos trechos conforme a metodologia descrita em APHA, no qual foi realizada em um Espectrofotômetro de Absorção Atômica. Para todas as análises de água foram utilizados delineamento experimental inteiramente casualizado, e as médias comparadas pelo teste de correlação de Pearson ($p \leq 0,05$). Também foi realizada a classificação iônica por Diagrama de Piper, e o risco de salinidade por meio do Diagrama da U.S.S.L (United States Salinity Laboratory) utilizando o software Qualigraf. Para a análise dos sedimentos, foram realizadas análises laboratoriais físico-químicas e frações orgânicas. Para a interpretação, inicialmente foi realizada a análise de correlação de Pearson ($p \leq 0,05$) a fim de identificar as correlações mínimas justificáveis para o uso na matriz de dados. Posteriormente, os dados foram padronizados pela matriz de correlação e submetidos às técnicas de Análise de Componentes Principais (CP), e Análise de Agrupamento (AA) com auxílio do software Statistica. Após analisar os resultados, foi observado que dos 34 trechos dos riachos intermitentes avaliados, 15 foram classificados como pontos florestais, 14 como agropecuários e cinco como urbanos. Essa distribuição evidencia uma significativa modificação na paisagem entre as três zonas devido à interferência das atividades antrópicas. A análise macroscópica mostrou que as áreas consideradas excelentes são todas com predominância florestal, enquanto as áreas classificadas como péssimas estão predominantemente urbanizadas. Em relação à classificação dessas águas, observou-se três categorias: doce, com maior ocorrência em áreas florestais e agropecuárias; salobra, presente nas três zonas estudadas; e salgada, identificada em apenas um ponto localizado em uma área urbana. Quanto à composição hidroquímica das águas, a distribuição foi a seguinte: 76,47% foram classificadas como cálcico bicarbonatadas, 14,70% como cálcicas cloretadas, 5,88% como bicarbonatadas mistas e 2,94% como cloretadas mistas. Ao analisar o uso da água para irrigação, foi observado que as águas superficiais não representam um risco de sodicidade do solo. No entanto, apresentaram riscos de salinidade variando de baixo para áreas florestais, moderado para áreas florestais e agropecuárias, até um risco muito alto em um ponto urbano. A análise estatística multivariada dos atributos físico-químicos da água e do sedimento revelou padrões distintos de uso e ocupação do solo nas diferentes zonas estudadas. Na água, observou-se uma forte associação entre CE, S, P e clorofila em áreas urbanas, enquanto em áreas florestais e agropecuárias, as variáveis apresentaram comportamento mais disperso, sugerindo similaridade nas características químicas. Quanto aos micronutrientes como Fe e Mn, sua presença foi especialmente marcante em áreas urbanas e agrícolas, enquanto o Cu foi detectado em pontos específicos de áreas florestais. As áreas urbanas apresentaram altos níveis de variáveis químicas nos sedimentos, enquanto as áreas agropecuárias foram influenciadas

principalmente pelas frações orgânicas, diferente das áreas florestais que mostraram predominância de areia. A análise de cluster para água revelou similaridades entre alguns pontos, como A27 e U26, destacando-se o ponto U21 como significativamente diferente dos demais grupos. Os agrupamentos restantes mostraram consistência na composição química das águas. Quanto aos sedimentos, houve similaridade entre as zonas urbana e agropecuária em um grupo, enquanto os demais grupos mostraram junção das três zonas, com exceção de um grupo que incluiu apenas áreas florestais e agropecuárias. Conclui-se que as atividades humanas modificam as características da água e dos sedimentos, especialmente em áreas urbanas, resultando em aumento de sais e perda de vegetação. Isso representa riscos para o meio ambiente, a economia e a sociedade, incluindo impactos na agricultura e na vegetação. A falta de conscientização, educação ambiental, saneamento básico e políticas públicas eficazes agrava essa situação. É crucial implementar medidas para promover a sustentabilidade, conservação dos recursos naturais e planejamento urbano adequado.

Palavras-Chave: Avaliação ambiental; efeito antrópico; geoprocessamento; recursos hídricos.

ABSTRACT

On a global scale, water scarcity is a source of conflicts especially in semi-arid regions that are characterized by high temperatures and short, irregular rainy periods resulting in temporary streams dependent on the rainy season. Due to the population's need to carry out their daily activities, they compromise the quality of water, sediment and the landscape of these water bodies, causing damage to the ecosystem. In this sense, the objective was to evaluate the influence of the landscape and human actions on the quality of water and sediment, in intermittent streams of the Apodi/Mossoró River Basin, semi-arid region of Rio Grande do Norte. For this, images from the Landsat 9 Collection 2 Level 2 (USGS) were used using the Qgis Software and subsequently the NDVI was generated and the reclassified bands were obtained, finally 500m buffers were generated and the areas of each class were obtained by r.report. For water analysis, water was collected in environmental locations (forest, agricultural and urban), the physical-chemical characteristics analyzed were: temperature, turbidity, pH; EC, K⁺, Na⁺, P, Chlorophyll, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, CO₃²⁻ and HCO₃⁻, in addition to hardness and RAS. The micronutrients and total metals (Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Mn) present in the sections were quantified according to the methodology described in APHA, which was carried out in an Atomic Absorption Spectrophotometer. For all water analyzes a completely randomized experimental design was used, and the means were compared using the Pearson correlation test ($p \leq 0.05$). The ionic classification was also carried out using the Piper Diagram, and the salinity risk was carried out using the U.S.S.L Diagram (United States Salinity Laboratory) using the Qualigraf software. To analyze the sediments, physical-chemical laboratory analyzes and organic fractions were carried out. For interpretation, Pearson correlation analysis ($p \leq 0.05$) was initially performed in order to identify the minimum correlations justifiable for use in the data matrix. Subsequently, the data were standardized by the correlation matrix and subjected to Principal Component Analysis (CP) and Cluster Analysis (AA) techniques with the help of Statistica and r.report software. After analyzing the results, it was observed that of the 34 stretches of intermittent streams evaluated, 15 were classified as forest points, 14 as agricultural and 5 as urban. This distribution highlights a significant change in the landscape between the three zones due to the interference of human activities. According to the macroscopic analysis, it was confirmed that the areas considered excellent are all forestry, while the areas classified as poor are predominantly urbanized. Regarding the classification of these waters, three categories were observed: fresh, with greater occurrence in forestry and agricultural areas; brackish, present in the three areas studied; and salty, identified in just one point located in an urban area. Regarding the hydrochemical composition of the waters, the distribution was as follows: 76.47% were classified as bicarbonated calcium, 14.70% as chlorinated calcium, 5.88% as mixed bicarbonated and 2.94% as mixed chlorinated. When analyzing the use of water for irrigation, it was observed that surface water does not represent a risk of soil sodicity. However, they presented salinity risks ranging from low for forested areas, moderate for forestry and agricultural areas, to a very high risk in an urban area. Multivariate statistical analysis of the physical-chemical attributes of water and sediment revealed distinct patterns of land use and occupation in the different areas studied. In water, a strong association was observed between EC, S, P and chlorophyll in urban areas, while in forestry and agricultural areas, the variables showed more dispersed behavior, suggesting similarity in chemical characteristics. As for micronutrients and metals, such as Fe and Mn, their presence was especially notable in urban and agricultural areas, while Cu was detected in specific points in forest areas. Urban areas showed high levels of chemical variables in the sediments, while agricultural areas were mainly influenced by organic fractions, unlike forest areas that showed a predominance of sand. The cluster analysis for water revealed similarities between some points, such as A27 and U26, with point U21 standing out as

significantly different from the other groups. The remaining clusters showed consistency in the chemical composition of the waters. As for sediments, there was similarity between the urban and agricultural zones in one group, while the other groups showed a combination of the three zones, with the exception of one group that included only forestry and agricultural areas. It is concluded that human activities modify the characteristics of water and sediments, especially in urban areas, resulting in an increase in salts and loss of vegetation. This poses risks to the environment, economy and society, including impacts on agriculture and vegetation. The lack of awareness, environmental education, basic sanitation and effective public policies worsens this situation. It is crucial to implement measures to promote sustainability, conservation of natural resources and adequate urban planning.

Keywords: Environmental assessment; anthropic effect; geoprocessing; water resources.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos 34 trechos dos riachos intermitentes amostrados, pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró-BHRAM, nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do Rio Grande do Norte (RN), Brasil. ---	26
Figura 2. Pontos classificados como florestais de acordo com a predominância de cobertura florestal e savânica. -----	30
Figura 3. Pontos classificados como agropecuários e urbanos de acordo com predominância de cobertura de classes de uso e cobertura. -----	31
Figura 4. Classificação quanto à relação iônica de acordo com o diagrama de Piper das águas superficiais de riachos intermitentes nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN-----	35
Figura 5. Classificação das águas dos riachos intermitentes nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal - RN, quanto ao risco de salinidade e sodicidade de acordo com o Diagrama U.S.S.L.-----	36
Figura 6. Análise de componentes principais das características físico-química das águas superficiais dos riachos intermitentes: A) Contribuição individual das variáveis para o PC1; B) Contribuição individual das variáveis para o PC2; C) Distribuição das variáveis dentro do círculo de correção; D) Distribuição das zonas avaliadas no plano multivariável-----	41
Figura 7. Análise de componentes principais dos metais pesados das águas superficiais dos riachos intermitentes: A) Contribuição individual das variáveis para o PC1; B) Contribuição individual das variáveis para o PC2; C) Distribuição das variáveis dentro do círculo de correção; D) Distribuição das zonas avaliadas no plano multivariável -----	42
Figura 8. Análise de componentes principais das características físico-químicas dos sedimentos de riachos intermitentes: A) Contribuição individual das variáveis para o PC1; B) Contribuição individual das variáveis para o PC2; C) Distribuição das variáveis dentro do círculo de correção; D) Distribuição das zonas avaliadas no plano multivariável -----	43
Figura 9. Análise de componentes principais dos metais pesados nos sedimentos de riachos intermitentes: A) Contribuição individual das variáveis para o PC1; B) Contribuição individual das variáveis para o PC2; C) Distribuição das variáveis dentro do círculo de correção; D) Distribuição das zonas avaliadas no plano multivariável -----	44
Figura 10. Análise de cluster para agrupamento das águas superficiais nos municípios de	

Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN ----- 45

Figura 11. Análise de cluster para agrupamento dos sedimentos de riachos nos municípios de
Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN ----- 46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Quantificação macroscópica do Índice de Impacto Ambiental em 34 trechos de riachos intermitentes no estado do Rio Grande do Norte.	26
Tabela 2. Quantificação das análises dos parâmetros macroscópicos e suas divisões em classes.	32
Tabela 3. Valores de condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos (STD) estimados pelo Qualigraf (versão 1.17) para classificação das águas de águas superficiais quanto ao nível de salinidade nos municípios Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do Rio Grande do Norte	34
Tabela 4. Matriz de correlação linear de Pearson entre os atributos físico-químicos de águas superficiais nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN	38
Tabela 5. Matriz de correlação linear de Pearson entre os atributos físico-químicos dos sedimentos dos riachos intermitentes nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN	39

SUMÁRIO

1. Introdução Geral	15
2. Referências Bibliográfica	17
ARTIGO 1 – INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NA PAISAGEM E SEUS IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS DE RIACHOS INTERMITENTES NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	21
ARTICLE 1 – ANTHROPIC INFLUENCE ON THE LANDSCAPE AND ITS IMPACTS ON THE QUALITY OF WATER AND SEDIMENTS OF INTERMITTENT STREAKS IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID	22
ABSTRACT	22
3. Introdução	23
4. Material e métodos	25
4.1. Área de Estudo.....	25
4.2. Índice de Impacto Ambiental	26
4.3. Amostragens de águas dos riachos intermitentes e seus respectivos sedimentos 27	27
4.4. Análises químicas e físicas das águas dos riachos intermitentes	27
4.5. Análises físico-químicas e frações orgânicas dos sedimentos	28
4.6. Análises estatísticas	29
5. Resultados	30
6. Discussão	46
7. Conclusão	60
8. Referências bibliográficas.....	60

1. Introdução Geral

A escassez hídrica é uma fonte mundial de conflitos e um dos principais problemas para o bem-estar social, os quais expressam muitas vezes um sentimento de isolamento em regiões de carência hídrica (STETS et al., 2020; LI et al., 2023; GASMI et al., 2024). Por ser essencial ao desenvolvimento humano, animal e agrícola, a falta de água mobiliza diversos segmentos da sociedade e, intensifica reflexões acerca do uso mais racional e sustentável. negativos (LI et al., 2022, DOLAN et al., 2021; SARIF et al., 2022). No ambiente semiárido considera-se esse estudo ainda mais relevante, tanto pela escassez de água que ocorre de forma natural em decorrência do regime climático, quanto pelas ações antrópicas que podem intensificar níveis de contaminação. Os efeitos agravantes que a agricultura intensiva e a variabilidade climática sazonal ou interdecadal tem sobre o meio ambiente semiárido estão sempre avançando, o que impulsiona as pesquisas no sentido compreender como a paisagem e ações antrópicas podem influenciar na qualidade de águas, principalmente as superficiais.

A região semiárida representa 15,2% da superfície terrestre global, e 12 % do território brasileiro, sendo uma das regiões mais populosas do globo e de maior vulnerabilidade social (SUDENE, 2021; SCHOLLES, 2020). O semiárido nordestino, apesar de ser a região semiárida com maior quantidade de chuvas no mundo (800 mm em média por ano), é conhecido por ter chuvas distribuídas de maneira irregular ao longo do ano (SUDENE, 2017; SUDENE, 2021, ASA, 2021). Além dessa variabilidade temporal no clima, há também variações espaciais, como por exemplo, maiores quantidades de chuva em locais de maior altitude. Essas variações climáticas, juntamente com a diversidade geológica e do relevo, contribuem para a grande diversidade de paisagens e tipos de vegetação, solos e hidrografia no semiárido brasileiro (MARQUES et al., 2014; SILVA et al., 2017a).

A notável diversidade abiótica influenciou a vegetação dominante na região, que é a floresta tropical sujeita a estação seca, conhecida como caatinga, composta por pelo menos 13 diferentes tipos de vegetação. As caatingas podem ser encontradas em áreas abertas, caracterizadas por arbustos e cactos, bem como em formações florestais que incluem árvores, arbustos e plantas herbáceas, variando em seu estado de conservação de acordo com a história de uso humano (QUEIROZ et al., 2017; MONTEIRO e KURTZ, 2020).

Na região semiárida, a maioria dos rios são intermitentes e dependem das chuvas para terem fluxo, tornando-se rios superficiais durante o período chuvoso. Contudo, à medida que a estação seca avança, esses rios sofrem redução de vazão, chegando a secar em certos trechos ou completamente (ARAÚJO, 2011). Na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró

(BHRAM), a segunda maior bacia hidrográfica do Rio Grande do Norte, a maioria dos rios e riachos são intermitentes, embora alguns trechos se mantenham perenes devido à presença de açudes (SILVA e CAMARGO, 2022). As águas superficiais da BHRAM enfrentam vários conflitos em termos de uso, já que nas áreas ao seu redor são desenvolvidas diversas atividades econômicas, como agricultura e fruticultura irrigada, pecuária extensiva, mineração de calcário, extração de petróleo, produção de sal marinho, além da presença de várias cidades de diferentes tamanhos (IDEMA, 2016; MESQUITA, 2018; ARAÚJO et al., 2012).

As paisagens no entorno de um corpo hídrico exercem um papel primordial no seu funcionamento e na sua qualidade. A ausência de mata ciliar ou a substituição dessa por outras classes de usos antrópicos, como agropecuária ou extração de areia, por exemplo, alteram as características físicas, químicas e biológicas, tanto da água superficial como do sedimento (HEINO et al. 2004; BRYCE et al., 2010; HUGHES et al., 2008; JOY e DEATH, 2004, LAMMERT; ALLAN, 1999). Nas paisagens antropizadas é comum observar impactos negativos sobre os riachos intermitentes como elevado teor de nutrientes como nitrogênio e fósforo (LI et al. 2013 e BUSSI et al. 2017), metais pesados, eutrofização, desenvolvimento exacerbado de macrófitas, maior taxa de evaporação superficial, pois estudos têm demonstrado que há correlações significativas entre o uso da terra e os indicadores de qualidade da água (HWANG et al., 2011; PATA et al., 2021, LOURENÇO et al., 2022). Sendo assim, é importante o estabelecimento de estudos ambientais, para compreender a relação existente entre as características da paisagem e a qualidade da água.

Além disso, diversos estudos apontam que os sedimentos são habitat e substrato para uma diversidade de espécies que contribuem para o funcionamento do ecossistema fluvial, desde a ciclagem de nutrientes até a purificação da água (GRABOWSKI et al.; CARDOSO et al., 2019). Por isso, é importante destacar que a qualidade da água superficial é afetada pela qualidade do sedimento devido às trocas que se estabelecem entre biota, água e sedimento (POSSAVATZ et al., 2014). O sedimento compreende o material suspenso ou depositado nos sistemas aquáticos, no qual é constituído por partículas orgânicas em diferentes estágios de decomposição, minerais biogênicos e minerais como argila, carbonatos e silicatos, resultantes do escoamento da bacia ou gerados no próprio curso de água (GOLTERMAN, 2004; WARD et al., 1994). Menos de 1% das substâncias que atingem o sistema aquático são dissolvidas em água, ou seja, mais de 99% são contidas no compartimento sedimentar (FÖRSTNER et al., 1995). Por ser considerado um

compartimento aquático ativo, e por representar a integração entre processos que ocorrem na água, na biota e acúmulo de substâncias, como metais pesados e frações orgânicas, o sedimento é um compartimento muito importante para se avaliar a qualidade ambiental dos corpos hídricos (CHABUKDHARA, NEMA, 2012; LARSEN; JENSEN, 1989), e tem recebido maior destaque nos estudos ecológicos fluviais e, portanto, também deve ser monitorado.

Com projeções futuras de aquecimento global e aumento de taxas evaporativas superior à média global (SCHOLE, 2020), a água dos riachos intermitentes serão cada vez mais requeridas para irrigação de culturas agrícolas. Mais do que disponibilidade dessa água, sua qualidade vem ganhando destaque devido a antropização próxima a esses riachos. A qualidade da água para irrigação é avaliada não apenas pelo seu conteúdo total de sais, mas, também, pela composição individual dos íons presentes. Alguns cátions e ânions, quando em excesso, podem trazer prejuízos ao solo (pelo efeito direto na sodificação) e às plantas cultivadas, dependendo do grau de tolerância destas aos sais (ALMEIDA, 2010). Portanto, é fundamental que se faça também um conjunto de análises hidroquímicas, riscos de salinidade e sodificação dos solos pelo uso dessa água.

Diante do exposto, o objetivo geral desse trabalho foi avaliar a influência da paisagem e ações antrópicas na qualidade da água e do sedimento, em riachos intermitentes da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró, região semiárido do Rio Grande do Norte. Para isso serão estudados 34 trechos de riachos intermitentes, que apresentam diferentes graus de interferências antrópicas, desde áreas mais degradadas como áreas urbanas, locais de extração de areia e agropecuária, a áreas com menor grau de interferência humana (mata nativa).

2. Referências Bibliográfica

ABREU C. Capítulos da história colonial (1500–1800) e os caminhos antigos e o povoamento do Brasil. **Universitária de Brasília**, Brasília, 1982.

ALMEIDA, O. A. Qualidade da água de irrigação. Cruz das Almas: **Embrapa Mandioca e Fruticultura**, 2010., 2010.

ARAÚJO, D. R.; SILVA, P. C. M.; DIAS, N. S; LIRA, D. L. C. Estudo da área de preservação permanente do rio Mossoró no sítio urbano de Mossoró-RN por meio de técnicas de geoprocessamento. **Caatinga**, Mossoró, v. 25, p. 177-183, 2012.

ARAÚJO, S. M. S. REGIÃO SEMIÁRIDA DO NORDESTE DO BRASIL: Questões Ambientais e Possibilidades de uso Sustentável dos Recursos. **Rios Eletrônica- Revista**

Científica da FASETE ano 5 n. 5 dezembro de 2011. P.89-98.

ASA - Articulação Semiárido Brasileiro. 2021 See More. ASA - Articulação Semiárido Brasileiro Semiárido – É no semiárido que a vida pulsa [online] <https://www.asabrazil.org.br/semiariado> , 2021.

Brasil (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações), 2020. Brasil (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações). Fourth National Communication of Brazil to the UNFCCC. https://issuu.com/mctic/docs/fourth_national_communication_brazil_unfccc

BUSSI, G.; JANES, V.; WHITEHEAD, P. G.; DADSON, S. J.; HOLMAN, I. P. Dynamic response of land use and river nutrient concentration to long-term climatic changes. **Science of the Total Environment**, v. 590, p. 818-831, 2017.

CARDOSO, S. J.; QUADRA, G. R.; RESENDE, N. D. S.; ROLAND, F. The role of sediments in the carbon and pollutant cycles in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019.

CHABUKDHARA, M.; NEMA, A. K. Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediments: a chemometric and geochemical approach. **Chemosphere**, v. 87, n. 8, p. 945-953, 2012.

DOLAN, F.; LAMONTAGNE, J.; LINK, R.; HEJAZI, M.; REED, P.; EDMONDS, J. Evaluating the economic impact of water scarcity in a changing world. **Nature communications**, v. 12, n. 1, p. 1915, 2021.

FÖRSTNER, U.; SALOMONS, W.; STIGLIANI, W. M. Biogedynamics of pollutants in soils and sediments, **Springer: Berlim**, cap. 11. 1995.

Gasmi, H., Burte, J., Martins, ESPR *et al.* Uma abordagem participativa para caracterizar a resiliência dos sistemas rurais de abastecimento de água em zonas semiáridas. **Reg Environ Change** 24 , 12. 2024. <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02161-9>

GRABOWSKI, R. C.; DROPO, I. G.; WHARTON, G. Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. **Earth-Science Reviews**, v. 105, n. 3–4, p. 101–120, abr. 2011.

HUGHES, S. J.; FERREIRA, T.; CORTES, R. V. Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. **Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 18, n. 5, p. 742-760, 2008.

IDEMA. INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE (IDEMA). Anuário Estatístico do Rio Grande do Norte. Natal, 2016.

LARSEN, B.; JENSEN, A. Evaluation of the sensitivity of sediment stations in pollution monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, n. 11, p. 556-560, 1989.

LI, J.; YANG, J.; LIU, M.; MA, Z.; FANG, W.; BI, J. Quality matters: Pollution exacerbates water scarcity and sectoral output risks in China. **Water research**, v. 224, p. 119059, 2022.

LI, S.; XIA, X.; TAN, X.; ZHANG, Q. Effects of catchment and riparian landscape setting on water chemistry and seasonal evolution of water quality in the upper Han River basin, China. **PLoS One**, v. 8, n. 1, p. e53163, 2013.

- LI, S.; ZHUANG, Y.; LIU, H.; WANG, Z., ZHANG, F., LV, M.; ZHANG, L. Enhancing rice production sustainability and resilience via reactivating small water bodies for irrigation and drainage. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 3794, 2023
- LOURENÇO, R. W.; SALES, J. C. A.; ARANTES, L. T.; SILVA, C. V.; DA CUNHA, D. C. Reflexos ambientais do desenvolvimento e expansão das atividades humanas sobre a qualidade da água. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 1, p. 175-198, 2022.
- MARQUES, F. A., NASCIMENTO, A. F., ARAUJO FILHO, J. C., SILVA, A. B. Solos do Nordeste. Recife: **Embrapa Solos**. 2014
- MESQUITA, R. F. Avaliação das outorgas de direito de uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró. Monografia (Graduação)-Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Natal, p.40. 2018.
- MONTEIRO, D. M., KURTZ, B. C. Phytosociology of Two Caatinga Phytophysiognomies with Different Histories of Anthropic Disturbance. **Floresta e Ambiente**, v. 27, 2020.. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.004518>.
- PATA, U. K.; AYDIN, M.; HAOUAS, I. Are natural resources abundance and human development a solution for environmental pressure? Evidence from top ten countries with the largest ecological footprint. **Resources policy**, v. 70, p. 101923, 2021.
- POSSAVATZ, J.; ZEILHOFER, P.; PINTO, A. A.; TIVES, A. L.; DORES, E. F. G. D. C. Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, p. 83-96, 2014.
- QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. F. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**, p. 23-63, 2017.
- SARIF, M. O.; GUPTA, R. D. Spatiotemporal mapping of Land Use/Land Cover dynamics using Remote Sensing and GIS approach: a case study of Prayagraj City, India (1988–2018). **Environment, Development and Sustainability**, v. 24, n. 1, p. 888-920, 2022.
- SATHLER, D. Understanding human development, poverty and water scarcity patterns in the Brazilian Semi-arid through cluster analysis. **Environmental Science & Policy**, v. 125, p. 167-178, 2021.
- Scholes, RJ O futuro das regiões semiáridas: um tecido fraco se desfaz. **Clima** 2020 , 8 , 43. <https://doi.org/10.3390/cli8030043>
- SILVA, G. H. G. D.; CAMARGO, A. F. M. A Bacia do Rio Apodi-Mossoró: aspectos ambientais, sociais e econômicos de uma bacia hidrográfica no semiárido do Rio Grande do Norte. 2022.
- SILVA, J. M.C. LIMA, I.R., TABARELLI M. Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. Springer. p. 487. 2017a.
- SILVA, JMC; BARBOSA, LCF; LEAL, IR; TABARELLI, M. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, JMC; LEAL, IR; TABARELLI, M (eds). Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. Springer. 487 p. 2017B.
- STETS, E. G.; SPRAGUE, L. A.; OELSNER, G. P.; JOHNSON, H. M.; MURPHY, J. C.; RYBERG, K.; RISKIN, M. L. Landscape drivers of dynamic change in water quality of US rivers. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 7, p. 4336-4343, 2020.edd[

SUDENE, 2021. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Delimitação do Semiárido – 2021. Relatório Final.** Disponível em: <https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/02semiaridorelatorionv.pdf> Acesso:23/04/2021

SUDENE. SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). Resolução Condel/Sudene Nº 150, de 13 de dezembro de 2021, aprova a Proposição n. 151/2021, que trata do Relatório Técnico que apresenta os resultados da revisão da delimitação do Semiárido 2021. [S.l.]:

SUDENE. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. Delimitação do Semiárido – 2021. Relatório Final. Disponível em: <https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/02semiaridorelatorionv.pdf> Acesso:13/01/2022.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). Resolução 115 de 2017. [S.l.]: Sudene, 2017. Disponível em: <http://sudene.gov.br/images/arquivos/conselhodeliberativo/>.

ARTIGO 1 – INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NA PAISAGEM E SEUS IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS DE RIACHOS INTERMITENTES NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A escassez hídrica em regiões semiáridas gera conflitos devido às necessidades para consumo e abastecimento para populações humanas e demais usos antrópicos como irrigação, criação animal, uso industrial, entre outros. As atividades antrópicas desenvolvidas nas margens desses corpos hídricos impactam negativamente a qualidade da água e do sedimento. Nesse contexto, o presente estudo objetivou-se avaliar a qualidade da água e do sedimento em riachos intermitentes com diferentes graus de perturbações antrópicas, na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró, região semiárida do Rio Grande do Norte. Foram coletadas amostras de água em três zonas distintas (florestal, agropecuário e urbano) para análise físico-química incluindo os micronutrientes e metais pesados. A análise estatística foi conduzida utilizando delineamento experimental inteiramente casualizado e as médias foram comparadas utilizando o teste de correlação de Pearson ($p \leq 0,05$). Para classificação iônica foi realizada por Diagrama de Piper e o risco de salinidade foi avaliado utilizando o Diagrama da U.S.S.L com o software Qualigraf. Para a análise dos sedimentos, foram realizadas análises laboratoriais físico-químicas e frações orgânicas. Para a interpretação dos dados foram correlacionados usando Pearson ($p \leq 0,05$), em seguida, foram padronizados e analisados por Análise de Componentes Principais (CP) e Análise de Agrupamento (AA) com o software Statistica e r.report. conforme os resultados 34 trechos de riachos intermitentes, 15 foram classificados como áreas florestais, 14 como agropecuárias e 5 como urbanos, destacando uma considerável alteração na paisagem devido à influência das atividades antrópicas, para análise macroscópica evidenciou que áreas consideradas excelentes foram florestais, enquanto as áreas classificadas como péssimas são predominantemente urbanizadas. As águas foram classificadas em três categorias: doce (áreas florestais e agropecuárias), salobra (presente em todas as zonas) e salgada (urbana). Quanto à composição hidroquímica, a maioria (76,47%) foi classificada como cálcica bicarbonatadas, seguida por cálcicas cloretadas (14,70%), bicarbonatadas mistas (5,88%) e cloretadas mistas (2,94%). Enquanto ao uso para irrigação, não há risco de sodicidade do solo, todavia há riscos de salinidade, variando de baixo em áreas florestais, moderado identificado nas 3 zonas, até muito alto em área urbana. A análise multivariada revelou diferentes padrões nas características físico-químicas da água e do sedimento relacionados as zonas. Nas áreas urbanas, houve associação entre CE, S, P e clorofila na água, enquanto em áreas florestais e agropecuárias as variáveis foram mais dispersas. Elementos como Fe e Mn foram mais comuns em áreas urbanas e agrícolas, enquanto Cu foi encontrado em áreas florestais específicas. Os sedimentos urbanos apresentaram altos níveis de variáveis químicas, enquanto áreas agropecuárias foram influenciadas por frações orgânicas e áreas florestais por areia. A análise de cluster mostrou similaridades entre alguns pontos, com destaque para a distinção significativa do ponto U21. Em síntese, as atividades antrópicas alteram as características da água e dos sedimentos, em particular nas áreas urbanas sendo crucial implementar medidas para conservação dos recursos hídricos além do planejamento urbano adequado.

Palavras-Chave: Expansão agrícola; indicadores ambientais; recursos naturais; sensoriamento remoto; urbanização.

ARTICLE 1 – ANTHROPIC INFLUENCE ON THE LANDSCAPE AND ITS IMPACTS ON THE QUALITY OF WATER AND SEDIMENTS OF INTERMITTENT STREAKS IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID

ABSTRACT

Water scarcity in semi-arid regions generates conflicts due to dependence on intermittent streams and the deterioration of water and sediment quality due to human activity. The work aimed to evaluate the influence of the landscape and human actions on the quality of water and sediment, in intermittent streams of the Apodi/Mossoró River Basin, semi-arid region of Rio Grande do Norte. Landsat 9 Collection 2 Level 2 (USGS) images were used in QGIS software for analysis. NDVI was generated and bands reclassified. Buffers of 500m were created and the areas of each class were obtained using r.report. Water samples were collected in three different zones (forest, agricultural and urban) for physical-chemical analysis including micronutrients and heavy metals. Statistical analysis was conducted using a completely randomized experimental design and means were compared using Pearson's correlation test ($p \leq 0.05$). For ionic classification, it was carried out using the Piper Diagram and the salinity risk was evaluated using the U.S.S.L Diagram with the Qualigraf software. To analyze the sediments, physical-chemical laboratory analyzes and organic fractions were carried out. For interpretation, data were correlated using Pearson ($p \leq 0.05$), then standardized and analyzed by Principal Component Analysis (PC) and Cluster Analysis (AA) with Statistica and r.report software. According to the results, 34 stretches of intermittent streams, 15 were classified as forest areas, 14 as agricultural areas and 5 as urban, highlighting a considerable change in the landscape due to the influence of human activities. Macroscopic analysis showed that areas considered excellent were forested, while the Areas classified as poor are predominantly urbanized. The waters were classified into three categories: fresh (forest and agricultural areas), brackish (present in all areas) and salty (urban). Regarding hydrochemical composition, the majority (76.47%) were classified as bicarbonated calcium, followed by chlorinated calcium (14.70%), mixed bicarbonated (5.88%) and mixed chlorinated (2.94%). When used for irrigation, there is no risk of soil sodicity, however there are risks of salinity, varying from low in forest areas, moderate identified in the 3 zones, to very high in urban areas. Multivariate analysis revealed different patterns in the physicochemical characteristics of water and sediment related to the zones. In urban areas, there was an association between EC, S, P and chlorophyll in water, while in forestry and agricultural areas the variables were more dispersed. Elements such as Fe and Mn were more common in urban and agricultural areas, while Cu was found in specific forested areas. Urban sediments showed high levels of chemical variables, while agricultural areas were influenced by organic fractions and forest areas by sand. The cluster analysis showed similarities between some points, highlighting the significant distinction of point U21. In summary, human activities alter the characteristics of water and sediments, particularly in urban areas, making it crucial to implement measures to conserve water resources in addition to adequate urban planning.

Keywords: Agricultural expansion; environmental indicators; natural resources; remote sensing; urbanization.

3. Introdução

A escassez de água traz uma reflexão sobre o futuro da humanidade e sustentabilidade do planeta. No período de 2010 a 2020, houve um aumento em escala global da população que reside em regiões com escassez hídrica de 2,04 para 2,36 milhões de pessoas, com previsão de aumento de 2,70 milhões até 2030 (DOUGAHEH et al., 2023). Nos países em desenvolvimento enfrentar a pobreza e elevar os níveis de desenvolvimento humano diante da escassez de água torna um dos principais desafios para as próximas décadas (SATHLER, 2021), pois os meios de subsistência da população dependem diretamente desse recurso natural, especialmente em áreas rurais (GHAHRAMANI E BOWRAN, 2018; AKOMEAH et al., 2021; KALHORI et al., 2023).

Em regiões áridas e semiáridas o sistema fluvial é composto basicamente por rios intermitentes e riachos efêmeros, os quais tem-se destacado devido à sua distribuição mundial e expansão em decorrência das alterações climáticas (DATRY et al., 2014, DATRY et al., 2018; GRANADOS & BUTTURINI, 2019; SHUMILOVA et al., 2019). Apesar de representarem aproximadamente 50% do total das redes fluviais do mundo (DEWEY et al., 2020) os estudos nesses ambientes são escassos, devido ao maior interesse em rios perenes. No entanto, tais ambientes estão ameaçados pelas mudanças climáticas, uso inapropriado de terras, e intervenções humanas para captação de água.

A representatividade do ambiente semiárido é muito significativa, cerca de 15,2% da superfície terrestre global e 12 % do território brasileiro (SUDENE, 2021; SCHOLLES, 2020). Nesses locais há um quadro de crescente insustentabilidade em relação aos recursos hídricos, seja pela escassez de água que ocorre de forma natural em decorrência do regime climático, seja por ações humanas como desmatamento das nascentes e queima das matas ciliares, poluição dos corpos hídricos por resíduos sólidos e líquidos, aumento das demandas pelas cadeias produtivas da agricultura intensificando o uso de agrotóxicos e fertilizantes, e o uso inadequado da água de irrigação. Todos esses fatores tem impactado negativamente a qualidade dessas águas, inviabilizando seu uso para diversas atividades humanas (SILVA et al., 2023; MORGADO et al., 2023; CHORNY & ISAEVA, 2023; LENSE et al., 2020; ABBOTT et al., 2019).

No Brasil, a Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró (BHRAM) é segunda maior bacia hidrográfica do estado do Rio Grande do Norte, sendo a maioria dos rios e riachos intermitentes e/ou efêmeros, com alguns trechos perenizados com a presença de açudes (SILVA e CAMARGO, 2022). No seu entorno são desenvolvidas diversas atividades econômicas como

agricultura e fruticultura irrigada, pecuária extensiva, mineração de calcário, extração de petróleo, produção de sal marinho, e muitas cidades com portes variados (DE-CARVALHO & HENRY-SILVA, 2022; IDEMA, 2016; MESQUITA, 2018; ARAÚJO et al. 2012). Uma vez que, as paisagens no entorno de um corpo hídrico exercem um papel primordial no seu funcionamento e na sua qualidade ambiental, é importante o estabelecimento de estudos ambientais para compreender a relação existente entre as características da paisagem e a qualidade da água.

Estudos demonstram que a ausência de mata ciliar ou a substituição dessa por outras classes de usos antrópicos alteram as características físicas, químicas e biológicas, tanto da água superficial como do sedimento (WEI et al. 2020; KARSTENS et al. 2016 ; ZHAO et al. 2017; HEINO et al. 2004; BRYCE et al., 2010; HUGHES et al., 2008;). Nas paisagens antropizadas é comum observar impactos negativos sobre os riachos intermitentes como elevado teor de nutrientes como nitrogênio e fósforo (LI et al. 2013 e BUSSI et al. 2017), metais pesados, eutrofização, desenvolvimento exacerbado de macrófitas, maior taxa de evaporação superficial observando-se correlações significativas entre o uso da terra e os indicadores de qualidade da água (HWANG et al., 2011; PATA et al., 2021, LOURENÇO et al., 2022).

Além da análise da água, os sedimentos fluviais têm sido objeto de avaliações ambientais devido à presença de fontes poluentes, frequentemente resultado de intervenções humanas, especialmente com a deposição de metais pesados e fósforo (REYMOND e SUDALAIMUTHU, 2023; ANAMMALA et al ., 2021; SING et al., 2002; FOX et al., 2023). Estudos recentes realizados por Kim e Hong (2023), Yang et al. 2020, Kim e Kwak 2022 demonstraram que não somente os metais, mas também a matéria orgânica com nutrientes foram os principais poluentes dos sedimentos, devendo ser analisados em conjunto. A ação dos contaminantes quando acumulados nos sedimentos é, na maioria das vezes, em função do tamanho dos grãos dos sedimentos o qual influencia diretamente na adsorção e dessorção de poluentes (HOU et al. 2021; LI et al. 2022), por isso a análise física também se torna imprescindível.

A análise macroscópica dos riachos intermitentes avalia a integridade ambiental durante a análise visual realizando uma descrição acerca do seu uso e conservação por meio da percepção sensorial, presença de resíduos sólidos, espuma e esgoto, cor e odor da água e condições de acessibilidade aos corpos hídricos (JUNG et al, 2023; SILVEIRA et al., 2019; LIMA et al., 2019)., Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade da água e dos sedimentos em riachos intermitentes com diferentes graus de perturbação antrópicas, no

semiárido nordestino. Para isso, serão considerados 34 trechos de riachos pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró, Rio Grande do Norte, Brazil. Foram selecionados previamente trechos diferentes tipos de uso e cobertura vegetal no seu entorno, que compreendem desde áreas com predominância florestal, agropecuária e urbanização.

4. Material e métodos

4.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado em 34 trechos de riachos intermitentes pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró-BHRAM, nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do Rio Grande do Norte (RN), Brasil (Figura 1). Para seleção das áreas foram realizadas visitas técnicas em conjunto com o programa Google Earth Pro. O clima da região é BSh, semiárido com períodos secos e chuvosos definidos, com vegetação original de Caatinga hiperxerófila (DUBREUIL et al. 2018).

Seleção dos trechos amostrados e categorização

Para representar o gradiente de perturbação antrópico, foram selecionados trechos de riachos cujos entornos eram compostos por diferentes proporções das seguintes classes de uso e cobertura: vegetação savânica, agropecuária e urbanização. A caracterização da paisagem do entorno foi baseada na porcentagem de cobertura das classes de vegetação savânica, agropecuária e urbanização. Para isso, utilizou-se os mapas de uso e cobertura classificados pela plataforma Mapbiomas, os quais foram recortados com um buffer de 500m, gerados a partir do ponto central de cada trecho, no Qgis. Os trechos foram então categorizados em: 1) paisagem florestal – quando a paisagem apresentava mais de 70% de sua área composta por formação florestal e savânica; 2) Agropecuária – paisagens que apresentavam predominância da classe agropecuária (> 45%), e consequentemente menor contribuição de formação florestal e savânica (<70%); 3) Urbanização - trechos que se situavam em centros urbanos ou próximos a estes, e que apresentaram em sua paisagem a classe “área urbanizada” do Mapbiomas. No total, 15 trechos foram categorizados como florestal, 15 como agropecuária e 5 urbanos.

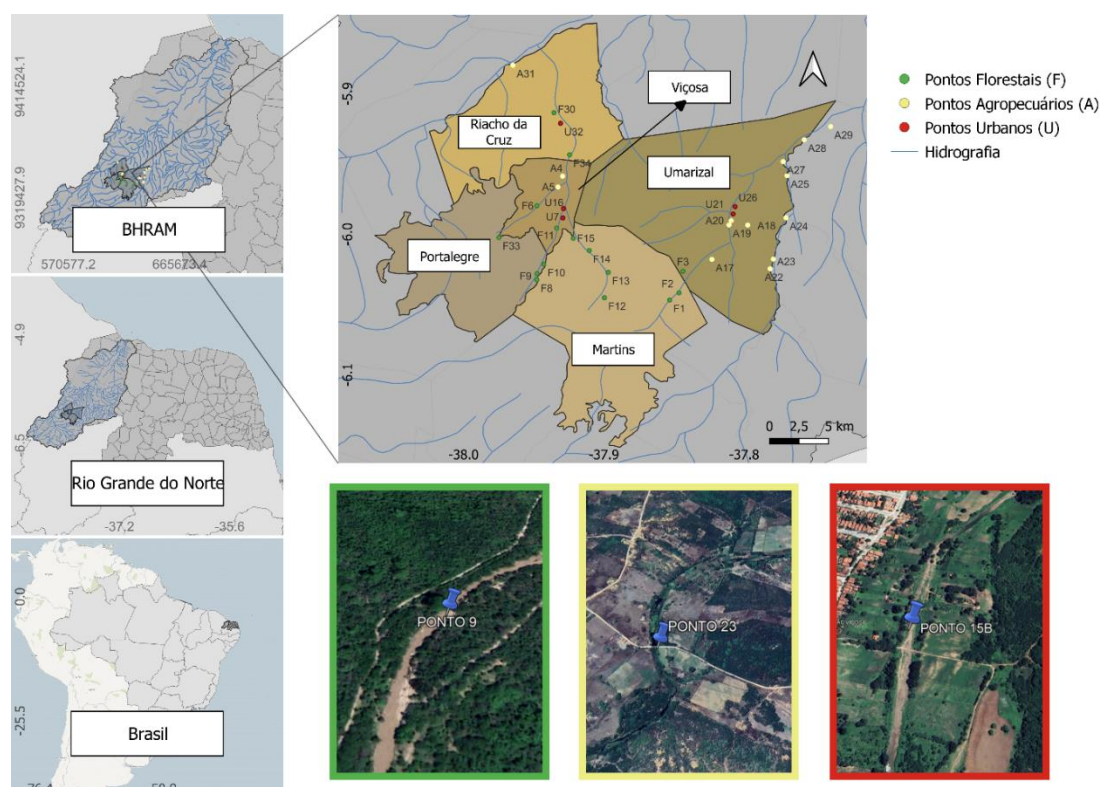


Figura 1. Localização dos 34 trechos dos riachos intermitentes amostrados, pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró-BHRAM, nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do Rio Grande do Norte (RN), Brasil.

4.2. Índice de Impacto Ambiental

Para a análise do Índice de Impacto Ambiental em riachos intermitentes foi adotada uma abordagem metodológica proposta por Gomes et al. (2005), que propõe a avaliação macroscópica através da interpretação visual, que objetiva verificar qualitativamente seu grau de proteção. Foram realizadas visitas in loco para fins de aplicação metodológicas, e posteriormente, realizou-se a classificação dos riachos baseados na pontuação obtida em dez critérios que objetivavam avaliar o grau de preservação de cada trecho (Tabela 1). Os parâmetros macroscópicos foram classificados em bom, médio e ruim, utilizando os valores 3, 2 e 1, respectivamente. O somatório de cada variável permitiu gerar pontuações alocada em classes onde A obteve pontuações entre 28 a 30 pontos considerada excelente, B entre 25 a 27 (bom), C entre 22 a 24 (razoável), D 19 a 21 (ruim) e, E menor que 18 (péssimo).

Tabela 1. Quantificação macroscópica do Índice de Impacto Ambiental em 34 trechos de riachos intermitentes no estado do Rio Grande do Norte.

PARÂMETROS MACROSCÓPICO	CLASSIFICAÇÃO		
	RUIM (1)	INTERMEDIARIO (2)	BOM (3)

Cor da água	Escura	Clara	Transparente
Odor da água	Cheiro forte	Cheiro fraco	Ausente
Resíduo sólidos	Muito	Pouco	Ausente
Esgoto	Sim	Provável	Ausente
Uso por animal	Presença	Apenas marcas	Não detectado
Uso antrópico	Presença	Apenas marcas	Não detectado
Espuma	Muito	Pouco	Ausente
Óleo	Muito	Pouco	Ausente
Próximo à residência	Até 50m	Entre 50 a 100m	Acima de 100m
Degradação	Alta degradação	Baixa degradação	Preservada

Fonte: Adaptado de Gomes et al. (2005)

4.3. Amostragens de águas dos riachos intermitentes e seus respectivos sedimentos

A coleta das amostras de águas superficiais dos riachos e seus respectivos sedimentos, foram realizadas de forma aleatória entre junho a julho de 2022. Na amostragem das águas foram utilizados frascos de polietileno de 500 mL, previamente submetidos à tríplex lavagem com a água da própria fonte de amostragem, e após escoamento por 60 segundos. Os sedimentos foram coletados de forma manual com auxílio de um caneco plástico ao longo de toda extensão do riacho, e armazenada em sacos plásticos sendo posteriormente conduzido aos laboratórios da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). O delineamento foi inteiramente casualizado com 4 repetições.

4.4. Análises químicas e físicas das águas dos riachos intermitentes

Foram analisados os parâmetros químicos pH e condutividade elétrica através de pHmetro e condutivímetro, e potássio e sódio por fotometria de chama. Os demais parâmetros como sulfato, dureza total, cálcio, magnésio, cloreto e carbonatos foram obtidos pelo método titulométrico, sendo todas as análises realizadas em triplicatas. Para o nitrogênio o método utilizado foi. Para turbidez foi utilizado o turbidímetro de bancada, temperatura inferida com

um termômetro digital e o oxigênio dissolvido mensurado com um medidor de oxigênio. As análises foram realizadas no Laboratório de Análises de Solo Água e Planta – LASAP/UFERSA em conformidade com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - SMEWW (APHA, 2005).

Para o cálculo da relação de adsorção de sódio (RAS), utilizou-se a seguinte equação:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}}$$

Onde: RAS: relação de adsorção de sódio, Na^+ = concentração de sódio na água, mmol/L, Ca^{2+} : concentração de cálcio na água, mmol/L, Mg^{2+} : concentração de magnésio na água, mmol/L. Com base nos valores da RAS e CE foram realizadas as classificações das amostras de água de acordo com as classes de restrição de uso da água para irrigação, conforme Ayers e Westcot (1994) e Almeida (2010).

Após a obtenção dos dados químicos da água realizou-se a classificação iônica utilizando Diagrama de Piper. O risco de salinidade e sodicidade foi estimado através do Diagrama da U.S.S.L (United States Salinity Laboratory), em ambos se utilizou software livre Qualigraf, versão 1.17, 2017 (FUNCEME, 2018). Estimou-se também a quantidade de sólidos totais dissolvidos pela multiplicação do valor da CE e o fator 0,65 de acordo com Santos (2008).

Para análise dos micronutrientes (cobre, manganês, ferro e zinco) e metais pesados (cadmio, chumbo e cromo) realizou-se a abertura das amostras com ácido nítrico na proporção de 3 mL de ácido por 100 mL de água. Essa solução foi levada para uma chapa aquecedora em temperatura controlada para que não ultrapasse 85°C onde obteve-se uma redução do volume para 50mL. Após esse período, essa amostra foi aferida com água destilada em balão volumétrico de 100 mL, conforme a metodologia descrita em APHA (2005). Para a dosagem dos micronutrientes e metais, utilizou-se o Espectrofotômetro de Absorção Atômica.

4.5. Análises físico-químicas e frações orgânicas dos sedimentos

As amostras dos sedimentos foram secas ao ar, destorroadas e passadas pela peneira de 2 mm, obtendo a terra fina seca ao ar (TFSA). Posteriormente, realizou-se a análise granulométrica pelo método da pipeta, onde utilizou-se o dispersante químico hexametáfosfato de sódio $(NaPO_3)_6$ e água destilada em 20 g de TFSA. Em seguida procedeu-se a agitação mecânica lenta em agitador Tipo Wagner com 50 rpm por um período de 16 horas. A areia (2 a 0,05 mm) foi quantificada por tamisação, argila (<0,002 mm) por sedimentação e silte (0,05 a 0,002 mm) por diferença entre as frações areia e argila (TEIXEIRA et al. 2017). A densidade

do solo foi determinada pelo método da proveta, pois o sedimento era arenoso, enquanto a densidade de partículas foi determinada pelo Método do Balão Volumétrico, ambos conforme EMBRAPA (1997).

Para os atributos químicos dos sedimentos utilizou-se as amostras de TFSA dos sedimentos e seguiram: pH em água e condutividade elétrica (CE) em extrato saturado com água. Os elementos analisados foram cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) trocáveis obtidas com extrator cloreto de potássio e dosagem por absorção atômica; fósforo (P), sódio (Na^+) e potássio (K^+) e acidez potencial (H+Al) extraídos com Melich-1 e dosados por colorimetria (P) e fotometria de chama (Na^+ e K^+) e titulometria (H+Al). A metodologia utilizada foi de acordo com Teixeira et al. (2017).

Para determinação dos micronutrientes (Ferro - Fe, Zinco - Zn, Cobre - Cu, Manganês - Mn) e metais pesados (Chumbo - Pb, Cromo - Cr, Cádmio - Cd), as amostras dos sedimentos foram secas em estufa de circulação fechada com temperatura de 60°C. Em seguida, foram destorroados e passados em peneira de 2mm. A extração desses elementos foi realizada com ácido nítrico + ácido clorídrico por sistema fechado utilizando o sistema microondas (Microwave Laboratory System, modelo HPR-1000/105 rotor) conforme a metodologia USEPA (1998). Todas as amostras foram diluídas para 50mL e a dosagem realizada em absorção atômica. Todas as amostras de químicas foram analisadas em triplicata.

Para determinação do carbono orgânico e frações orgânicas a TFSA dos sedimentos foi passada em peneira de 0,210 mm (60 mesh). O carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método da oxidação via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, conforme metodologia de Yeomans & Bremner (1988). As substâncias húmicas foram fracionadas em ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas pela solubilidade diferencial em soluções ácidas e alcalinas, de acordo com o método da International Humic Substances Society (IHSS) (SWIFT, 2001), e os carbonos nestas frações foram obtidos de acordo com a metodologia de Yeomans & Bremner (1988). Para o carbono lábil (CL), 1,0 g das amostras (0,210 mm) foram submetidas a solução de permanganato de potássio KMnO_4 ($0,033 \text{ mol L}^{-1}$), e após agitação e centrifugação, feito as dosagens em foi espectrofotômetro com comprimento de onda de 565 nm (Shang & Tiessen, 1997). O carbono não lábil (CNL) foi determinado pela diferença entre o COT e CL.

4.6. Análises estatísticas

Os resultados obtidos foram submetidos a estatística multivariada, para detectar os atributos sensíveis na distinção dos ambientes. Para a interpretação inicialmente foi realizada a

análise de correlação de Pearson e regressão ($p \leq 0,05$) a fim de identificar as correlações mínimas justificáveis para o uso na matriz de dados. Em seguida, realizada a Análise Fatorial, Análises dos Componentes Principais (CP) e Análise de Cluster com auxílio do software Statistica 7.0 (Statsoft, 2004).

5. Resultados

5.1 Caracterização dos trechos de riachos

Dos 34 trechos de riachos estudados, 15 foram categorizados como florestal (Figura 3). Os pontos F10 e F33, situados nos municípios de Portalegre e Riacho da Cruz, apresentaram maior cobertura florestal em comparação com os demais. Esses locais possuem uma vegetação mais densa e menos impactada pela atividade humana, em contraste com os outros pontos que mostram sinais de interferência antrópica. É importante destacar que os pontos que são classificados como florestais abrangem uma variedade de classes de cobertura vegetal, incluindo além das formações florestais, as vegetações savânicas, as áreas de pastagens e os mosaicos de usos diversos.

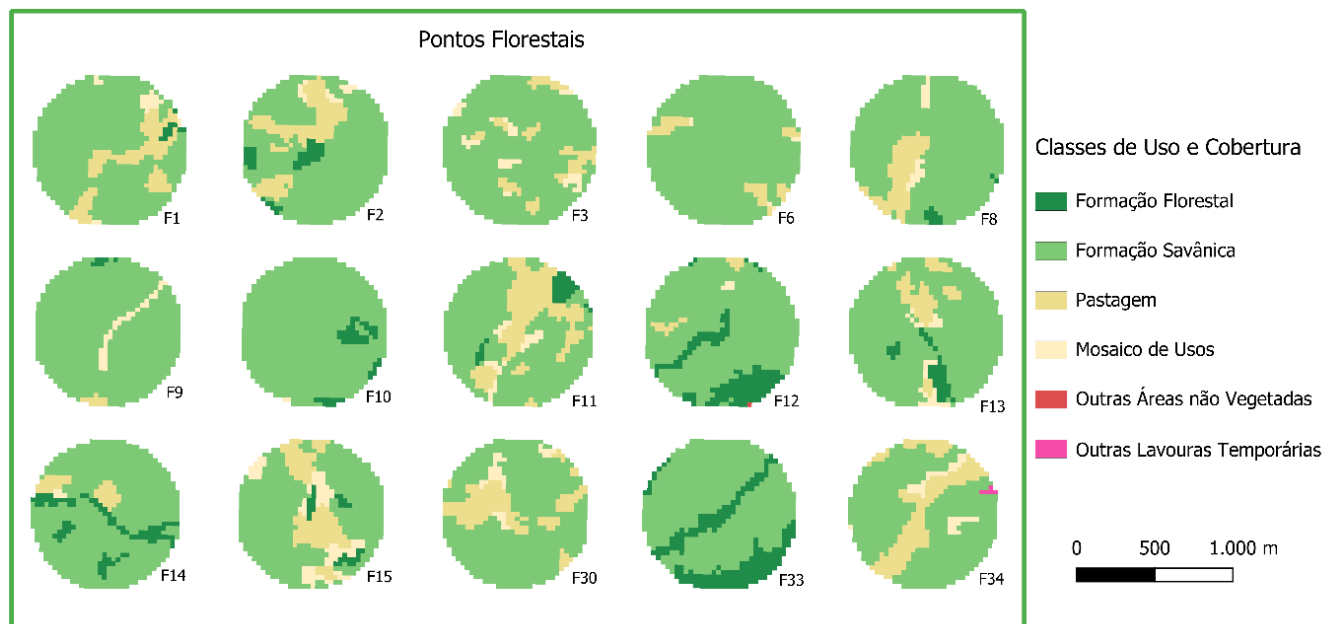


Figura 2. Pontos classificados como florestais de acordo com a predominância de cobertura florestal e savânica.

Foram identificados 14 pontos com predominância agropecuária, onde se observou a presença de classes antrópicas como pastagem, diversos tipos de lavouras e formação campestre, que ocorre geralmente em áreas degradadas de Caatinga em regeneração (herbáceas)

(Figura 4). Além disso, cinco trechos se situaram dentro de centros urbanos ou muito próximos a esses locais (Fig. 4). Vale destacar que os trechos com classes urbanas também apresentaram outras classes antrópicas como pastagem e cultivos temporários, como plantios sazonais ou áreas de cultivo rotativo (Figura 4).

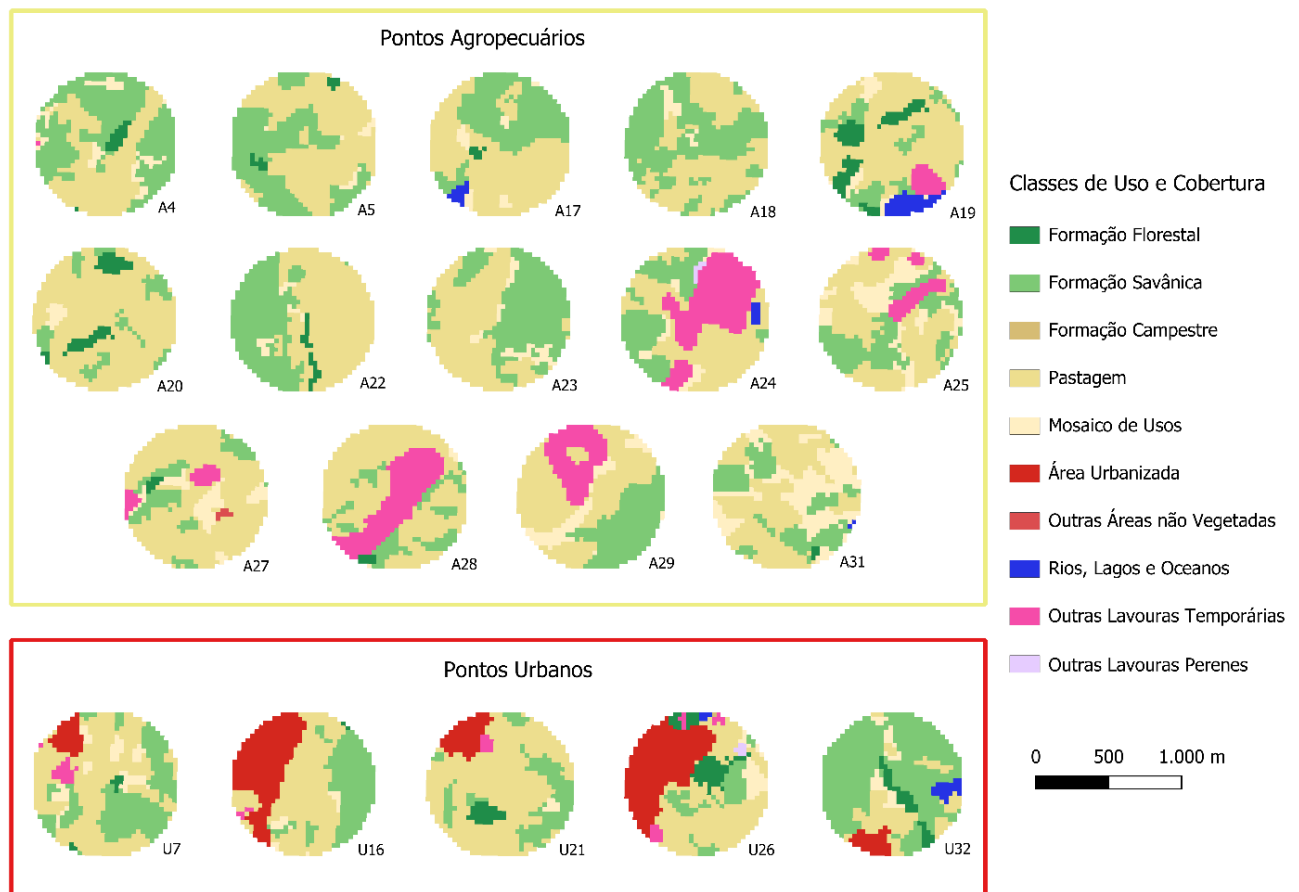


Figura 3. Pontos classificados como agropecuários e urbanos de acordo com predominância de cobertura de classes de uso e cobertura.

5.2 Análise de Impacto Ambiental Macroscópico

Os pontos foram distribuídos em cinco classes. Na Classe A, considerada ótima, enquadraram-se seis trechos florestais situados em Portalegre, Viçosa, Umarizal e Martins. 12 trechos foram classificados na classe B, considerada boa, esses trechos tiveram predominância florestal e agropecuária. Na Classe C (razoável) enquadraram 4 pontos das áreas agropecuárias e 1 ponto de Floresta (F33). Nas duas últimas classes D (ruim) e E (péssima) enquadraram-se os demais pontos agropecuários e urbanos respectivamente, sendo que as áreas mais degradadas foram encontradas em trechos urbanos.

Tabela 2. Quantificação das análises dos parâmetros macroscópicos e suas divisões em classes.

Pontos	Co r	Od or	Resíduo Sólido	Esg oto	Uso por Animal	Uso Antrópi co	Esp uma	Ól eo	Próximo a Residência	Nível de Degradação	To tal	Cla sses
F1	3	3	3	3	3	2	3	2	3	2	27	B
F2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	28	A
F3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	28	A
A4	3	2	3	3	1	1	3	3	3	2	24	C
A5	2	3	3	3	3	1	3	3	3	2	26	B
F6	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	28	A
U7	1	1	3	3	2	1	2	1	2	2	18	E
F8	2	3	3	3	3	2	3	3	3	2	27	B
F9	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	29	A
F10	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	30	A
F11	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	28	A
F12	3	2	3	3	1	2	3	3	2	3	25	B
F13	3	3	3	3	3	2	3	2	2	2	26	B
F14	3	3	3	3	3	2	3	2	3	2	27	B
F15	3	3	2	3	3	2	3	3	2	2	26	B
U16	3	2	1	1	1	1	1	1	2	1	14	E
A17	1	2	3	3	2	1	3	3	2	1	21	D
A18	1	2	3	3	2	1	3	3	3	1	22	C
A19	1	1	3	3	2	1	3	3	3	1	21	D
A20	2	2	3	3	2	1	3	3	1	1	21	D
U21	2	1	3	2	1	1	3	3	2	1	19	D
A22	2	3	3	3	2	2	3	2	2	1	23	C
A23	2	1	3	3	1	1	3	2	3	2	21	D
A24	2	2	2	2	1	1	1	1	2	1	15	E
A25	2	2	2	2	2	1	3	1	3	2	20	D
U26	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	12	E
A27	1	3	3	3	2	2	3	3	3	2	25	B
A28	1	1	3	3	2	2	3	3	2	2	22	C
A29	2	3	3	3	2	2	3	3	3	2	26	B
F30	3	3	3	3	2	2	3	2	3	2	26	B
A31	3	3	3	3	2	2	3	3	3	2	27	B
U32	1	2	1	1	1	1	3	2	3	2	17	E
F33	2	3	2	2	2	2	2	3	3	3	24	C
F34	3	3	3	3	2	1	3	3	3	2	26	B
% de Presença *	55, 88	47, 06	20,59	20, 59	64,71	91,18	14,7 1	38, 24	35,29	85,29		

*Porcentagem de presença dos parâmetros analisados no total de trechos estudados

Na análise dos atributos diagnósticos, em relação a cor da água notou-se que a maior transparência da água (44,12%) foi encontrada em pontos florestais, seguida de cores claras (32,35%) em áreas agropecuárias, e cores escuras nos centros urbanos e alguns pontos agropecuários mais degradados (23,53%), nestes últimos, também caracterizados por sentirem odores fortes. Na maioria das áreas, tanto florestas quanto agropecuárias, não se constatou presença de resíduos sólidos (79,41%), todavia, nos centros urbanos encontraram-se uma variedade de resíduos de atividades domésticas, comerciais e sanitárias como restos orgânicos, papel e papelão, plásticos, vidros, metais e entre outros, além da presença de esgotos domésticos. Em áreas agropecuárias e urbanas também foram constatadas a presença de animais domésticos e silvestres, com exceção de bovinos, os quais foram enquadradas em usos antrópicos (Tabela 2).

Um dos atributos a serem diagnosticados foi em relação ao uso antrópico, caracterizado superficialmente como presença dessas atividades, ou apenas marcas com vestígios humanos. A classe ótima foi justamente a caracterizada pela ausência de atividades antrópicas, e as boas e razoáveis com apenas vestígios dessas atividades. A presença de espuma abundante foi observada em centros urbanos, todavia em F33 (floresta) observou-se pouca presença de espuma. Um fator ambiental preocupante foi a detecção de grande quantidade de óleo em centros urbanos e, no município de Umarizal em áreas agropecuárias (A23, A24 e A25) foram também detectados óleos, mas em menor quantidade que centros urbanos.

No que se refere a aproximação de residências nas áreas estudadas, considerou-se áreas próximas a que estavam à 50 m dos pontos coletados, entre 50 e 100m intermediários e acima de 100 m sem presença de residência. Apenas um ponto (A20) se enquadrou dentro dos 50 m. Nos intermediários se enquadraram os centros urbanos e os pontos florestais F12, F13, F15. Os demais não se constataram próximos à residência. E por fim, quanto ao nível de degradação, as áreas mais preservadas foram encontradas em florestas (F9, F10, F12 e F33), as degradadas em áreas agropecuárias e as mais degradadas em áreas urbanas.

5.3 Classificação Hidroquímica da água dos riachos

A primeira classificação hidroquímica foi realizada a partir dos valores de condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos (STD), separando os pontos de acordo com os níveis de salinidade (Tabela 7). Para CE observou-se uma ampla faixa de

variação de 0,194 a 2,56 dS m⁻¹ (Tabela 3), e para os STD de 126,1 a 1.664,0 mg L⁻¹. Assim, baseada na resolução CONAMA 357/2005 procedeu-se a classificação das águas. Com exceção da F2 e F15, ambas no município de Martins, classificadas como salobra, todas as demais áreas florestais tiveram suas águas classificadas como doce. Nas áreas agropecuárias, a maioria também foram classificadas como água doce, com exceção de A17 e A27, ambas pertencentes ao município de Umarizal, classificadas como salobra. No trecho urbano 03 pontos foram considerados água doces (U7, U16 e U32), o ponto U26 como salobra e U21 como salgada.

Tabela 3. Valores de condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos (STD) estimados pelo Qualigraf (versão 1.17) para classificação das águas de águas superficiais quanto ao nível de salinidade nos municípios Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do Rio Grande do Norte

Amostra	CE (dS m ⁻¹)	STD Estimado (mg L ⁻¹)	Classificação
F1	0,53	343,9	Água Doce
F2	0,82	534,3	Água Salobra
F3	0,61	394,6	Água Doce
A4	0,71	458,9	Água Doce
A5	0,46	301	Água Doce
F6	0,30	194,4	Água Doce
U7	0,29	185,9	Água Doce
F8	0,21	139,1	Água Doce
F9	0,24	156,7	Água Doce
F10	0,21	137,2	Água Doce
F11	0,19	126,1	Água Doce
F12	0,64	414,1	Água Doce
F13	0,49	317,2	Água Doce
F14	0,73	471,3	Água Doce
F15	0,93	607,1	Água Salobra
U16	0,47	306,2	Água Doce
A17	0,78	505,1	Água Salobra
A18	0,60	389,4	Água Doce
A19	0,67	432,3	Água Doce
A20	0,71	458,3	Água Doce
U21	2,56	1.664,00	Água Salgada
A22	0,70	451,8	Água Doce
A23	0,74	481	Água Doce
A24	0,41	263,9	Água Doce
A25	0,48	310,7	Água Doce
U26	1,52	989,3	Água Salobra
A27	1,24	805,4	Água Salobra
A28	0,65	422,5	Água Doce
A29	0,52	338,7	Água Doce
F30	0,52	340,6	Água Doce
A31	0,44	287,3	Água Doce
U32	0,75	486,2	Água Doce
F33	0,46	295,8	Água Doce
F34	0,56	366	Água Doce

*Classificação de acordo com a resolução da Portaria de Consolidação nº 5/2017 Brasil (2017). CE – Condutividade elétrica; STD – Sólidos totais dissolvidos.

A maioria das amostras de águas (70,58%) receberam a classificação C2-S1, apontando um risco moderado de salinidade (C2), isto indica cuidados para não aumentar a salinidade, mas não representa risco iminente ao uso dessas águas na agricultura. Todavia, cinco pontos amostrados (F2, F15, A17, A27 e U26) foram categorizados como C3-S1, e um ponto (U21) categorizado como C4-S1, indicando um alto à elevado risco de salinização (C4), inviabilizados seu uso para agricultura (Figura 11), apesar de todos os pontos não apresentarem risco de sodificação (S1).

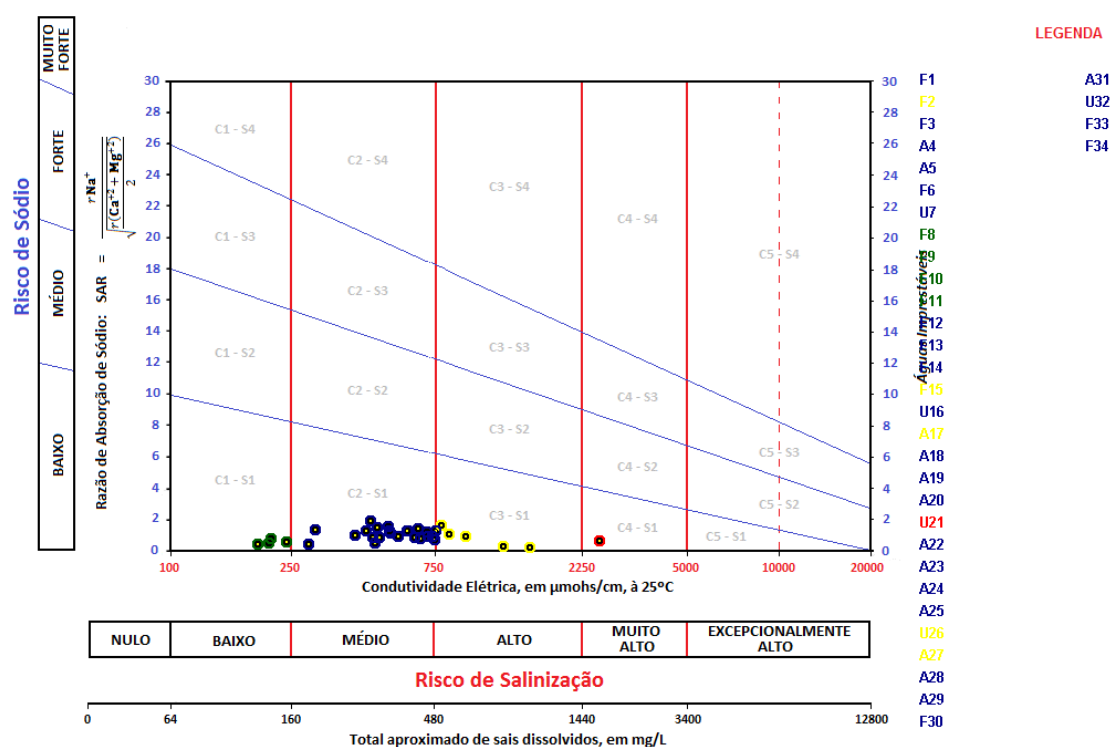


Figura 5. Classificação das águas dos riachos intermitentes nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal - RN, quanto ao risco de salinidade e sodicidade de acordo com o Diagrama U.S.S.L.

Matriz de correlação da água e sedimentos dos riachos intermitentes

A matriz mostrou correlações positivas e negativas para as amostras de água e sedimentos quanto às características físicas, químicas e frações orgânicas (com $p < 0,05$), o que permitiu a realização de análises multivariadas adicionais, incluindo fatorial (AF) e componentes principais (CP), sendo que para descrição considerou-se apenas correlações acima de $r \geq 0,70$ e $P < 0,05$. De maneira geral, a dureza da água reflete a presença de sais alcalinos terrosos predominantemente compostos por cálcio e magnésio o que foi verificado nesse trabalho pela correlação positiva entre essas características. Além disso, possíveis sais estão

sendo formados na água com Ca e Mg, como sulfatos, cloretos, fosfatos e bicarbonatos evidenciados pela correlação positiva entre dureza e S, Cl, P e HCO_3^- (Tabela 4).

Observou-se na água correlação positiva entre P, S e Fe e a presença de clorofila e correlação negativa entre clorofila. A razão de sódio trocável (RAS) é calculado a partir do teor de sódio o que justifica a sua correlação positiva. A concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) descreve a presença de sais inorgânicos evidenciados aqui pela formação de cloretos e sulfatos com Ca e Mg evidenciado pela correlação positiva entre STD e esses elementos químicos. Além disso, notou-se que correlação positiva entre condutividade elétrica e STD (Tabela 4).

Na análise dos sedimentos notou-se que o carbono orgânico total presente nesse sedimento era mais recalcitrante evidenciado pela correlação positiva com substâncias húmicas e suas frações (humina, ácidos húmicos e fúlvicos) (Tabela 5). A densidade de partículas (Dp) refere-se apenas à fração sólida do sedimento e como a fração areia é composta basicamente de quartzos e feldspatos teve correlação positiva com a fração areia e negativa com argila. Os teores de argila dos sedimentos promoveram maiores adsorções de cálcio, cobre e zinco evidenciado pela correlação positiva entre eles. Além disso, o zinco também correlacionou positivamente com carbono lábil e as substâncias húmicas, especialmente com sua fração ácido fúlvico. E por fim, a condutividade elétrica apresentou correlação positiva com os elementos Ca e Na dos sedimentos (Tabela 5).

Tabela 4. Matriz de correlação linear de Pearson entre os atributos físico-químicos de águas superficiais nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN

	pH	Temp	Turb	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻	P	Clorofila	N	Dureza	SO ₄ ²⁻	OD	STD	RAS	Cd	Cr	Cu	Pb	Mn	Fe
pH	1,00																								
Temp	-0,15	1,00																							
Turb	-0,05	-0,15	1,00																						
CE	0,06	0,06	-0,01	1,00																					
K	0,52	-0,13	0,01	-0,06	1,00																				
Na	0,33	-0,37	0,01	-0,38	0,40	1,00																			
Ca	-0,11	-0,07	0,06	0,42	0,01	0,26	1,00																		
Mg	0,11	-0,22	0,23	0,52	-0,02	0,27	0,65	1,00																	
Cl	0,25	-0,12	-0,17	0,75	0,20	0,16	0,65	0,67	1,00																
CarbO	0,15	0,10	-0,20	-0,11	-0,07	-0,02	0,14	0,00	0,01	1,00															
HCO	0,14	-0,03	0,23	0,26	0,31	0,34	0,57	0,60	0,41	-0,04	1,00														
P	0,12	0,09	0,33	0,57	-0,31	-0,19	0,39	0,57	0,40	-0,07	0,36	1,00													
Clorofila	0,13	-0,04	0,43	0,57	-0,28	-0,13	0,36	0,63	0,40	-0,22	0,39	0,95	1,00												
N	0,38	0,00	0,00	0,12	0,31	-0,07	-0,17	0,00	0,06	-0,01	0,16	0,16	0,18	1,00											
Dureza	-0,02	-0,14	0,14	0,50	0,00	0,29	0,95	0,89	0,71	0,09	0,73	0,50	0,51	-0,11	1,00										
S	-0,07	-0,10	0,37	0,35	-0,26	-0,15	0,35	0,53	0,27	-0,15	0,38	0,70	0,67	0,05	0,70	1,00									
OD	-0,02	0,25	-0,49	0,05	-0,01	-0,19	-0,17	-0,28	0,04	0,30	-0,37	-0,39	-0,71	-0,31	-0,23	-0,38	1,00								
STD	0,10	-0,23	0,00	0,72	0,12	0,26	0,81	0,82	0,89	-0,05	0,60	0,45	0,48	-0,05	0,88	0,39	-0,13	1,00							
RAS	0,51	-0,38	0,02	-0,47	0,41	0,73	-0,38	-0,18	-0,15	-0,13	-0,08	-0,28	-0,22	0,09	-0,32	-0,32	-0,05	-0,18	1,00						
Cd	-0,19	0,35	-0,11	-0,05	-0,19	-0,29	-0,22	-0,12	-0,15	0,15	-0,28	0,03	-0,10	-0,23	-0,19	0,12	0,14	-0,23	-0,23	1,00					
Cr	-0,27	-0,19	0,12	-0,11	-0,14	0,04	-0,02	-0,05	-0,17	-0,13	-0,25	-0,23	-0,08	-0,05	-0,03	-0,31	-0,20	-0,08	-0,01	-0,08	1,00				
Cu	-0,20	-0,01	0,24	-0,17	0,02	-0,06	-0,23	-0,31	-0,30	-0,12	-0,29	-0,06	-0,05	-0,01	-0,28	-0,14	0,00	-0,29	0,20	-0,12	0,05	1,00			
Pb	0,01	-0,20	-0,05	-0,04	-0,08	0,09	0,17	0,17	0,14	-0,08	0,01	-0,06	0,03	-0,40	0,18	0,14	0,07	0,16	-0,04	-0,03	-0,07	-0,12	1,00		
Mn	0,26	-0,13	0,29	0,20	0,36	0,24	0,26	0,39	0,24	-0,23	0,40	0,12	0,18	0,25	0,33	0,06	-0,26	0,33	0,05	-0,10	0,00	-0,28	-0,09	1,00	
Fe	0,17	-0,15	0,58	0,49	-0,09	-0,10	0,30	0,57	0,37	-0,27	0,29	0,65	0,70	0,30	0,44	0,56	-0,50	0,42	-0,17	-0,10	-0,01	-0,12	-0,10	0,58	1,00

Ph: Potencial Hidrogeniônico; Temp: Temperatura; Turb: Turbidez; CE: Condutividade Elétrica; K: Potássio; Na: Sódio; Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; Cl: Cloro; CO₃-2: Carbonatos; HCO₃⁻: Bicarbonatos; P: Fósforo; N: Nitrogênio; SO₄²⁻: Sulfatos; OD: Oxigênio Dissolvido; STD: Sólidos totais dissolvidos; RAS: Relação de adsorção por

sódio; Cd: Cádmio; Cr: Cromo; Cu: Cobre; Pb: Chumbo; Mn: Manganês; Fe: Ferro

Tabela 5. Matriz de correlação linear de Pearson entre os atributos físico-químicos dos sedimentos dos riachos intermitentes nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN

	COT	SHs	AF	AH	HUM	CL	Areias	Silte	Argila	Dens	pH	CE	P	K	Na	Ca	Mg	PST	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb	Cd	Cr
COT	1,00																								
SHs	0,92	1,00																							
AF	0,81	0,91	1,00																						
AH	0,88	0,82	0,72	1,00																					
HUM	0,89	0,99	0,86	0,74	1,00																				
CL	0,43	0,50	0,60	0,52	0,44	1,00																			
Areias	-0,36	-0,35	-0,43	-0,33	-0,31	-0,59	1,00																		
Silte	0,37	0,36	0,45	0,35	0,32	0,61	-0,99	1,00																	
Argila	0,31	0,30	0,37	0,29	0,27	0,51	-0,98	0,94	1,00																
Dens	-0,39	-0,43	-0,51	-0,32	-0,41	-0,69	0,77	-0,75	-0,77	1,00															
pH	-0,50	-0,48	-0,50	-0,63	-0,40	-0,66	0,49	-0,51	-0,42	0,34	1,00														
CE	0,30	0,37	0,45	0,15	0,38	0,43	-0,47	0,47	0,46	-0,62	-0,03	1,00													
P	0,13	0,14	0,07	0,26	0,12	0,16	0,00	0,00	0,01	-0,24	0,01	0,18	1,00												
K	0,08	0,14	0,11	-0,12	0,20	0,29	-0,50	0,47	0,53	-0,55	0,00	0,45	0,28	1,00											
Na	0,28	0,31	0,39	0,12	0,31	0,28	-0,50	0,51	0,46	-0,58	0,01	0,84	0,34	0,41	1,00										
Ca	0,70	0,51	0,51	0,39	0,51	0,40	-0,72	0,69	0,75	-0,77	-0,16	0,74	0,21	0,56	0,59	1,00									
Mg	0,38	0,15	0,14	0,17	0,13	-0,11	-0,12	0,12	0,13	-0,17	-0,03	0,23	0,00	0,14	0,28	0,44	1,00								
PST	-0,20	-0,11	-0,02	-0,16	-0,11	-0,09	0,11	-0,08	-0,16	0,05	0,27	0,27	0,35	-0,07	0,54	-0,11	-0,29	1,00							
Cu	0,44	0,36	0,34	0,41	0,33	0,53	-0,64	0,65	0,72	-0,63	-0,50	0,28	0,16	0,39	0,33	0,55	0,40	-0,24	1,00						
Fe	0,30	0,33	0,36	0,32	0,30	0,42	-0,29	0,29	0,29	-0,38	-0,34	0,27	0,19	0,18	0,25	0,33	-0,01	0,04	0,37	1,00					
Mn	0,10	0,13	0,24	0,05	0,12	0,37	-0,28	0,30	0,20	-0,43	-0,04	0,44	0,00	0,13	0,29	0,28	0,07	0,05	0,00	-0,02	1,00				
Zn	0,45	0,71	0,73	0,40	0,47	0,77	-0,67	0,68	0,71	-0,66	-0,48	0,64	0,05	0,35	0,49	0,65	0,06	-0,06	0,57	0,59	0,29	1,00			
Pb	0,48	0,36	0,31	0,45	0,32	0,42	-0,42	0,42	0,41	-0,45	-0,51	0,37	0,07	0,15	0,23	0,51	0,28	-0,18	0,49	0,37	0,14	0,56	1,00		
Cd	-0,01	-0,20	-0,26	-0,08	-0,21	-0,43	0,36	-0,38	-0,31	0,27	0,23	-0,13	-0,01	-0,09	-0,10	-0,07	0,51	-0,11	-0,08	0,08	-0,30	-0,28	0,14	1,00	
Cr	0,32	0,10	-0,05	0,27	0,08	-0,13	-0,10	0,08	0,13	-0,01	-0,09	-0,15	-0,07	0,07	-0,09	0,11	0,40	-0,21	0,25	-0,19	-0,24	-0,16	0,31	0,48	1,00

COT: Carbono orgânico total; SHs: Substâncias Húmicas; AF: Ácido Fúlvico; AH: Ácido Húmico; HUM: Humina; CL: Carbono Lábil; Dens: Densidade; pH: Potencial Hidrogeniônico; P: Fósforo; K: Potássio; Na: Sódio; Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; PST: Porcentagem de sódio trocável; Cu: Cobre; Fe: Ferro; Mn: manganês; Zn: Zinco; Pb: Chumbo; Cd: Cádmio; Cr: Cromo

Análise de Componentes Principais

Na análise de componentes principais (CP) das características físico-químicas das águas dos riachos intermitentes, foi observada uma contribuição total de 60,9% para a explicação dos resultados, sendo 42,5% para o CP1 e 18,4% para o CP2 (Figura 6). Os principais contribuintes para o CP1 foram dureza, Mg, STD, Ca, Cl, clorofila, P, HCO e S-SO₄⁻². Para CP2 as variáveis de maiores contribuições foram Na, RAS, K e pH (Figura 6B). Ao observar a distribuição das variáveis no ciclo de equilíbrio, notou-se que a dureza, o Mg, o STD, Ca, a clorofila, P, Na e a RAS apresentaram as maiores correlações dentro do plano multivariável (Figura 6C). Na distribuição das zonas estudadas dentro do plano multivariável, observou-se que as áreas de florestas se apresentaram dispersas não demonstrando padrão de intensificação quanto as suas variáveis. Todavia, nas áreas agropecuárias observou-se uma distribuição dos pontos o plano multivariado, e na área urbana observou-se maiores representatividade nessas variáveis. Isto significa que em áreas urbanas houve maiores detecções de elementos químicos e suas múltiplas relações (Figura 6 D).

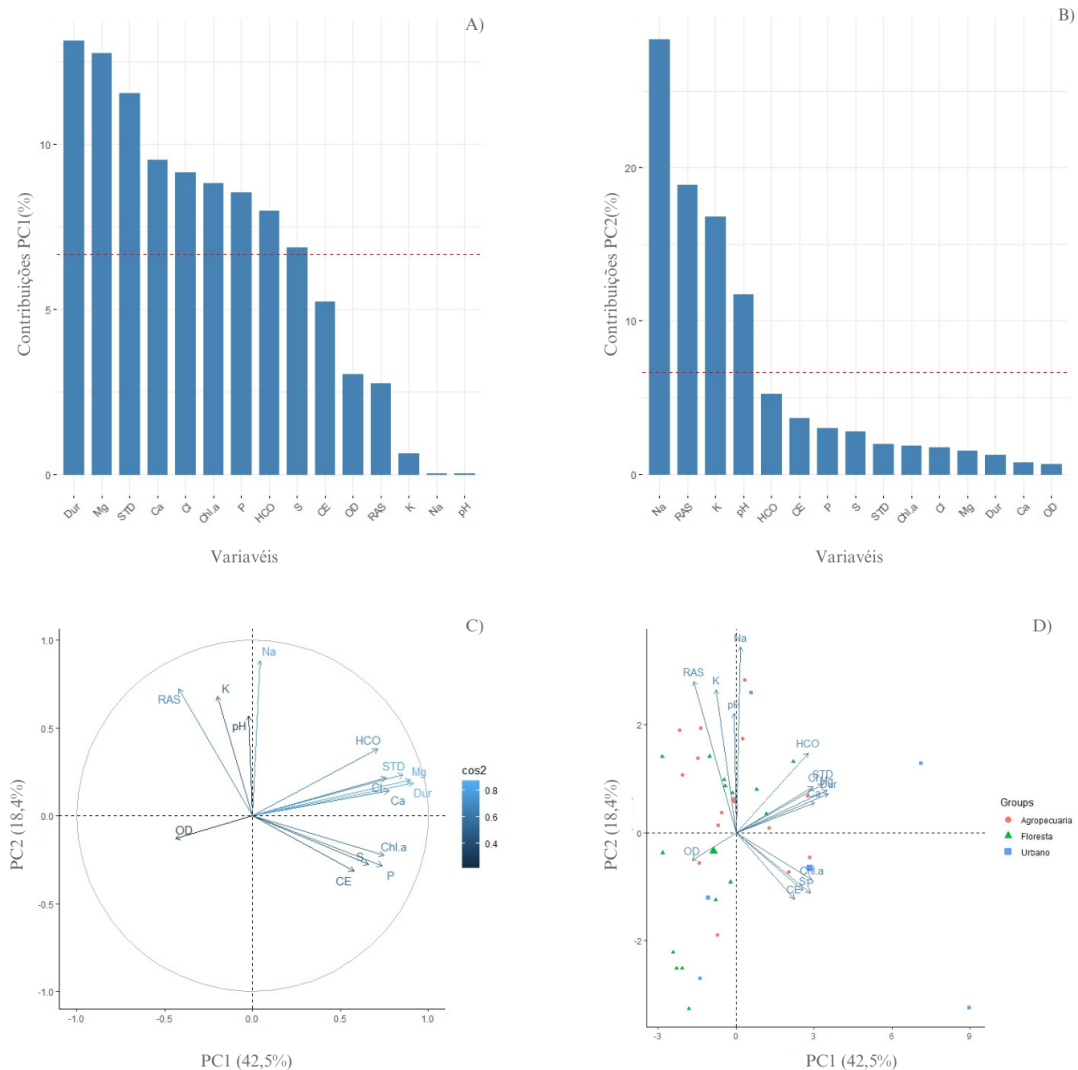


Figura 6. Análise de componentes principais das características físico-química das águas superficiais dos riachos intermitentes: A) Contribuição individual das variáveis para o PC1; B) Contribuição individual das variáveis para o PC2; C) Distribuição das variáveis dentro do círculo de correção; D) Distribuição das zonas avaliadas no plano multivariável

Para evidenciar a presença de micronutrientes e metais pesados, a análise de componentes principais (PC) revelou uma explicação total de 48,9%, dividida em 28,6% para PC1 e 20,3% para PC2 (Figura 7). Para CP1 as variáveis que mais contribuíram para distribuição dos ambientes foram o Mn e Fe (Figura 7A). Na PC2, as maiores contribuições foram das variáveis Cu, Pb, Cr e Cd (Figura 7B). Ao dispor as variáveis no plano multivariado, foi possível observar as maiores contribuições foram os micronutrientes Mn, Fe (Figura 7C). Quanto à distribuição das zonas observou-se que em áreas florestais

destacou-se mais relevância para o Cu e em áreas urbanas e agropecuárias o Fe e Mn (Figura 7D).

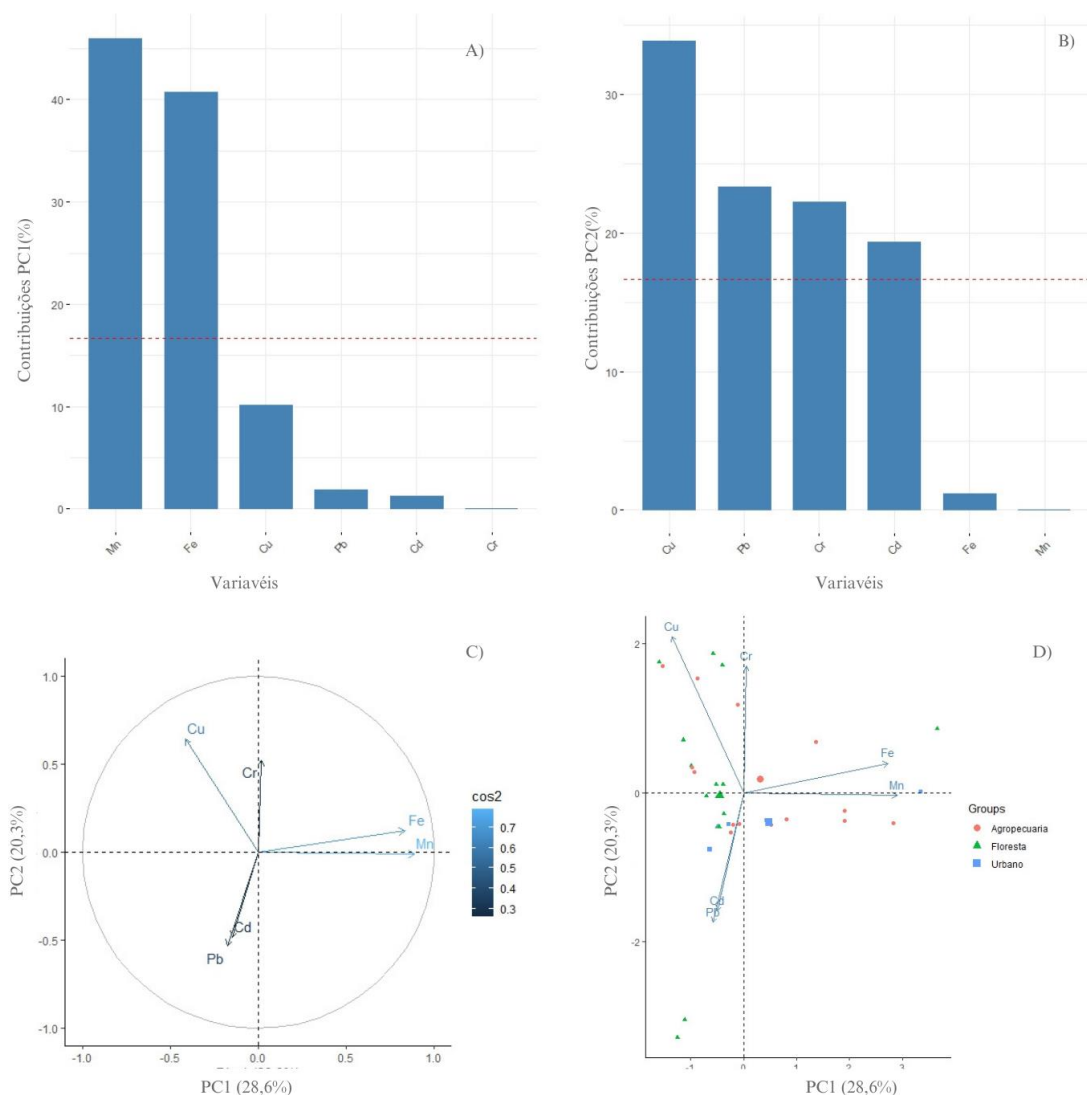


Figura 7. Análise de componentes principais dos metais pesados das águas superficiais dos riachos intermitentes: A) Contribuição individual das variáveis para o PC1; B) Contribuição individual das variáveis para o PC2; C) Distribuição das variáveis dentro do círculo de correção; D) Distribuição das zonas avaliadas no plano multivariável

Para a análise de componentes principais em sedimentos dos riachos obteve-se uma explicação de 61,6%, distribuída com 44,9% para a PCA1 e 16,7% para a PCA2 (Figura 8). As variáveis que mais contribuíram para o CP1 foi o Ca, densidade, areias, silte, argila e as frações orgânicas (COT, SHs, AF, AH, HUM) (Figura 8A). Quanto as variáveis COT, K, SHs e suas frações e Na tiveram maiores contribuições para o PC2 (Figura 8B). Quando as

variáveis foram plotadas no plano multivariado observou-se que apenas pH, PST, P e Mg obtiveram menos relevância dentro do ciclo de correlação (Figura 8C). Ao plotar as zonas estudadas dentro do plano, foi observado que tanto para a zona florestal quanto para a zona de agropecuária, houve uma maior representatividade nas frações orgânicas do solo, sendo que a zona rural ficou em maior concentração para as variáveis físicas do sedimento. Além disso, tanto na zona agropecuária quanto na urbana, observou-se uma maior relevância para variáveis como Ca, Na, K, CE, silte e argila (Figura 8D).

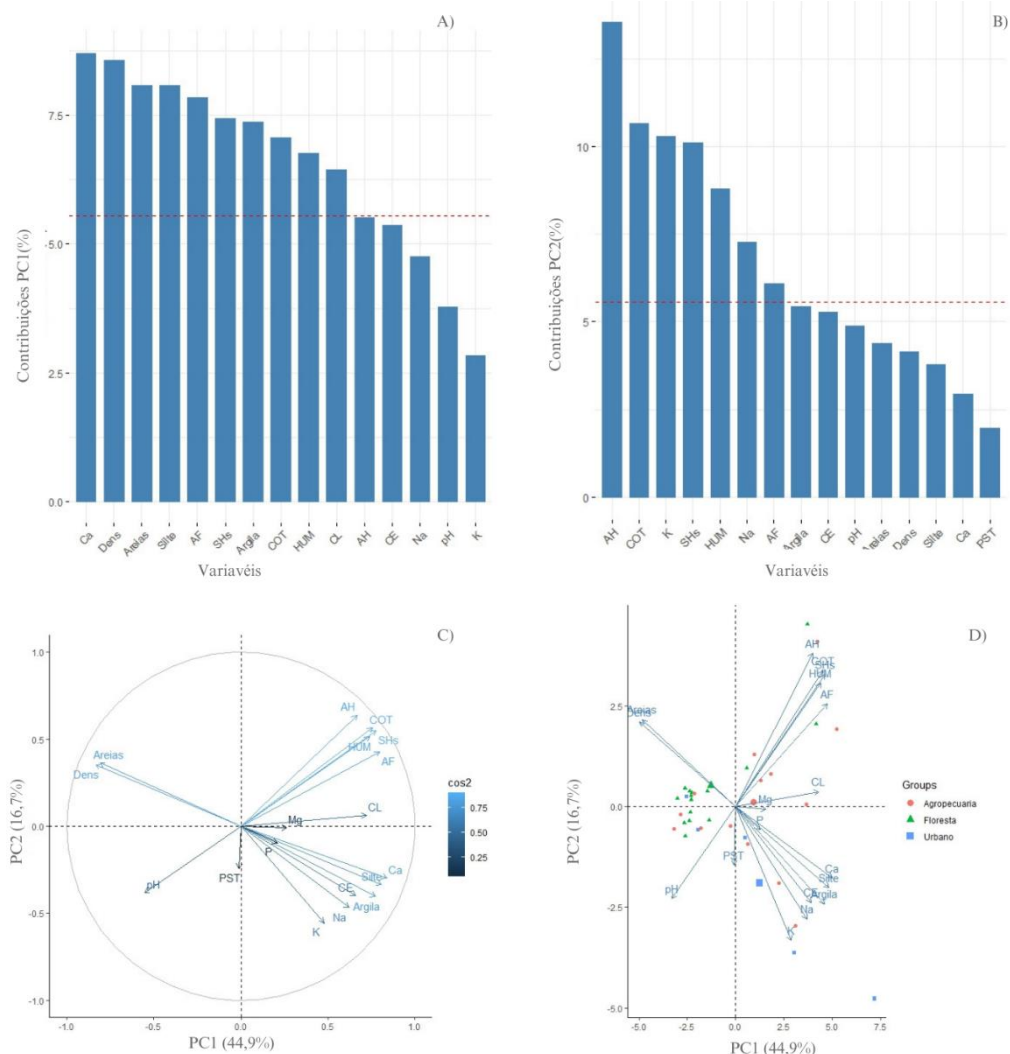


Figura 8. Análise de componentes principais das características físico-químicas dos sedimentos de riachos intermitentes: A) Contribuição individual das variáveis para o PC1; B) Contribuição individual das variáveis para o PC2; C) Distribuição das variáveis dentro do círculo de correção; D) Distribuição das zonas avaliadas no plano multivariável

Para a análise de CP levando em consideração os metais pesados presentes nos riachos observou-se que obteve 62,5% para explicação dos dados (Figura 9). A contribuição dos constituintes químicos dos sedimentos demonstra que o Zn, Cu, Pb e Fe são os maiores contribuintes para o CP1 (Figura 9A). Com relação ao CP2, as variáveis de maiores contribuições foram o Cr, Cd e Mn (Figura 9B). Quanto à distribuição das variáveis dentro do ciclo de correlação, observou-se que o Zn, Cu, Pb, Cr e Cd apresentam maiores correlações dentro do plano multivariável (Figura 9C). A distribuição das zonas estudadas dentro do plano multivariável demonstra que para zona de agropecuária e urbana obteve maiores representatividade com as variáveis de Mn e Zn, Fe, Cu e Pb. Para zona florestal observou-se uma pequena representatividade para o Cd, porém sua maior concentração não obteve relevância com os pontos estudados (Figura 9D)

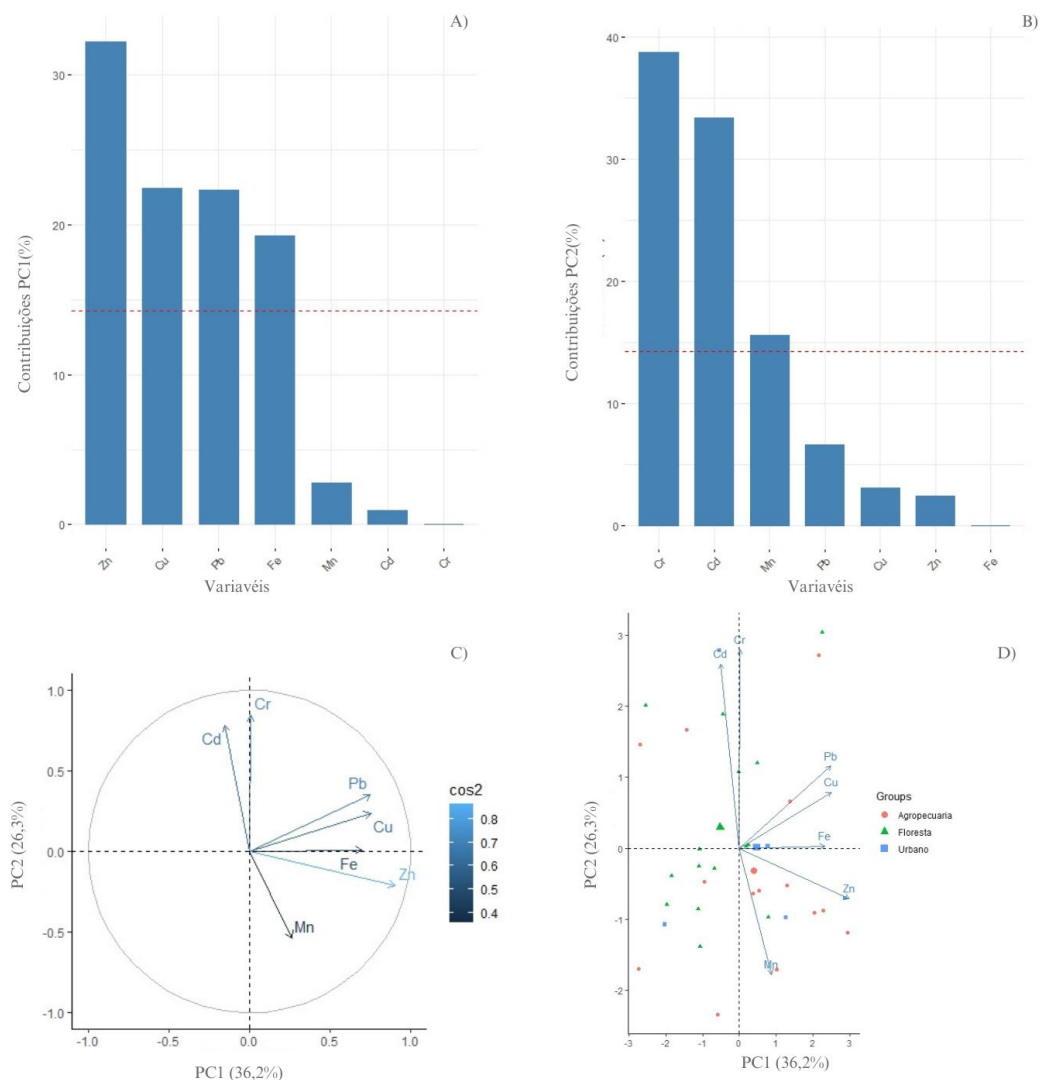


Figura 9. Análise de componentes principais dos metais pesados nos sedimentos de riachos intermitentes: A) Contribuição individual das variáveis para o PC1; B) Contribuição individual

das variáveis para o PC2; C) Distribuição das variáveis dentro do círculo de correção; D) Distribuição das zonas avaliadas no plano multivariável

Análise de cluster

A Figura 11 mostra cinco agrupamentos relacionados às zonas de estudo com base nos parâmetros físico-químicos dos riachos. O Grupo 1, representando áreas urbana e agropecuária situados em Umarizal (U26 e A27), é o mais isolado, indicando maior similaridade entre esses ambientes. O Grupo 2, composto apenas pelo ponto U21, destaca-se pela distinção em relação aos outros ambientes, embora se assemelhe mais ao Grupo 1. Os Grupos 3, 4 e 5 incluem as três zonas de estudo. O Grupo 3 evidencia similaridades físico-químicas entre esses ambientes, aproximando-se dos grupos mencionados anteriormente. Além disso, os pontos F15, F4 e F2, apesar de serem áreas florestais, mostram semelhanças com as zonas urbana e agropecuária. Os Grupos 4 e 5 demonstram variação entre as três zonas avaliadas, indicando similaridade entre as águas estudadas.

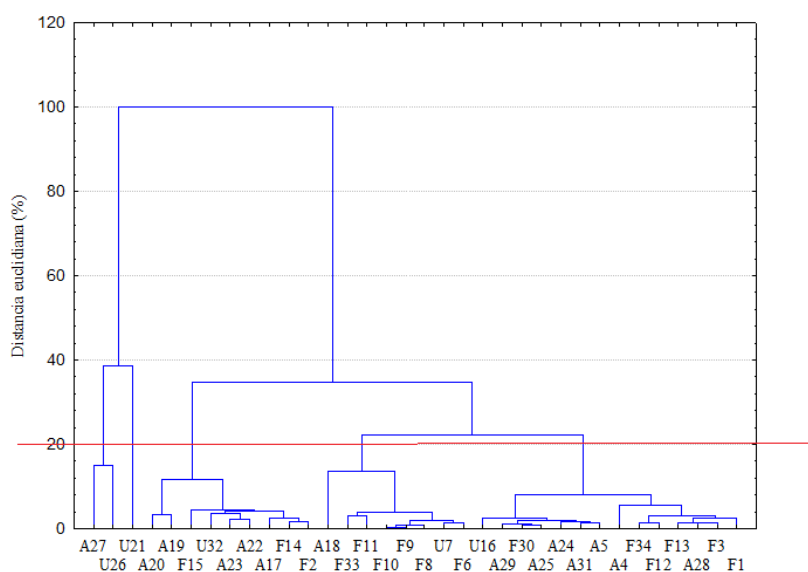


Figura 10. Análise de cluster para agrupamento das águas superficiais nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN

A Figura 12 exibe quatro agrupamentos associados às regiões de análise, considerando os atributos físico-químicos dos sedimentos dos riachos. O Grupo 1, que engloba regiões urbanas e agrícolas localizadas em Umarizal (U26 e A20), é o mais distinto, sugerindo uma maior uniformidade entre esses dois ambientes. Os Grupos 2, 3 e 4 destacam similaridades nos atributos físico-químicos entre as 3 áreas averiguadas. No entanto, o Grupo 2 se destaca pela predominância de pontos ligados à atividade agropecuária (4 pontos) e urbana (2 pontos), embora ainda haja a presença de áreas florestais neste agrupamento, em

contraste com os grupos 3 e 4, onde houve uma predominância de áreas florestais, apesar da presença de pontos relacionados à atividade agropecuária e urbana (grupo 3). No entanto, é válido ressaltar que o grupo 4 não apresentou pontos urbanizados.

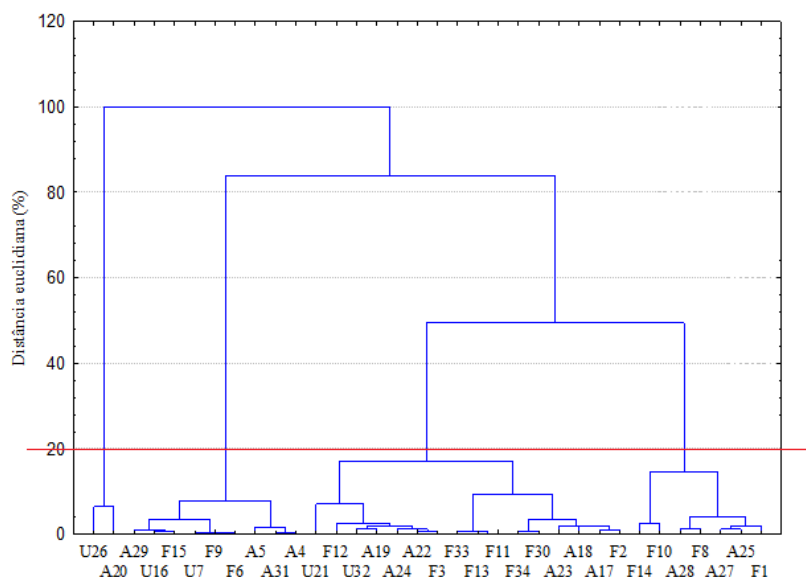


Figura 11. Análise de cluster para agrupamento dos sedimentos de riachos nos municípios de Viçosa, Martins, Riacho da Cruz, Portalegre e Umarizal, no estado do RN

6. Discussão

Dinâmica da paisagem

A alteração da mata ciliar presente às margens dos riachos intermitentes, ocorreu em na maioria dos trechos avaliados, desde áreas florestais às agrícolas e urbanas. Em áreas florestais, por exemplo, identificou-se três tipos de vegetação (formação florestal em menor porporção, formação savânica e campestre), além de usos antrópicos, como agropecuária. A diminuição das áreas de florestas na caatinga, está ligada à forma de ocupação territorial, onde historicamente, há dependência da população, especialmente as de baixa renda, em relação ao produto florestal como fonte de energia, tanto no consumo doméstico quanto para fins econômicos na fabricação e comercialização do carvão vegetal (JESUS et al., 2019; TRAVASSOS, SOUZA, 2014, SILVA et al., 2020; SANTOS et al., 2023). Além disso, a pressão nessas áreas tem aumentado devido as queimadas, o pastoreio excessivo de gado, práticas agrícolas inadequadas, como monoculturas e uso de agrotóxicos e adubos químicos, o crescimento urbano desordenado, assim estima-se que ao longo de 400 anos de exploração,

cerca de 80% da Caatinga já sofreu drásticas alterações realizadas por ações antrópicas (DEMARTELAERE et al., 2022, DEMARCHI e PIROLI, 2020).

A pressão socioeconômica dos municípios presentes na bacia estudada contribui para o aumento da vegetação aberta (formação campestre) e a diminuição da vegetação densa (formação florestal), impactando negativamente os sistemas aquáticos (CARVALHO et al. 2011). O bioma caatinga apresentou na transição de 2007 a 2017 um aumento de 61.341 fragmentos pequenos, proporcionada pelas mudanças do uso e cobertura do solo, passando de Caatinga densa para formações mais abertas e áreas em processo de desertificação (FERNANDES et al. (2022), SCHULZ et al., 2017). Uma das consequências da redução do tamanho de fragmentos florestais é a perda de habitats, o que pode provocar a perda de espécies endêmicas no bioma Caatinga e a fauna associada a espécies-chaves (FERNANDES et al., 2022; COSTA et al., 2017).

Uma porção considerável da vegetação nativa da Caatinga foi fortemente alterada por impactos antrópicos principalmente para usos agropecuários (ALVES et al., 2023) o que impactou as matas ciliares, estima-se que cerca de 75% das propriedades agrícolas possuem menos de 10 hectares (REDO et al., 2013; GANEM et al., 2020) A pecuária é outra atividade econômica evidenciada na Caatinga, estima-se que a área plantada com pastagem equivaleu cerca de 210 mil km² em 2018, ou seja, mais de 25% de sua área total (GANEM et al., 2020). Assim, observou-se que a junção da adversidade climática da região, com baixa precipitação pluviométrica, com atividades extrativistas e de agropecuária, resultou em acentuados processos de modificação ambiental (LIMA et al., 2022). Segundo Ledru et al. (2022) nos últimos três séculos não houve uma preocupação por parte da agropecuária extensiva com a sustentabilidade de recurso naturais, o que reduz gradativamente a resiliência da vegetação nativa (JESUS et al., 2022) e somada com outros fatores, como a exposição do solo, pode resultar no surgimento de núcleos de desertificação (COSTA et al., 2022). Analisando a pressão antrópica no Bioma Caatinga, Santos et al. (2023) observaram associações entre a supressão da vegetação primária com a produção de lenha e carvão, bem como, com a presença de fragmentos de pastagens e agricultura, e a supressão à vegetação secundária associou-se a abertura de pastagem.

As áreas urbanas dos municípios de Riacho da Cruz, Umarizal e Viçosa são de pequeno porte, mas com grande contribuição para mudanças no ambiente, por meio de construções de estradas, edifícios, áreas de lazer, entre outros. A área rural próxima a esses centros urbanos, é afetada pelo desenvolvimento não regulamentado dentro de propriedades privadas, incluindo a

construção de pequenas barragens, remoção da mata ciliar e atividades agropecuárias. Além disso, famílias de baixa renda, baseadas na construção de assentamentos habitacionais massivos em áreas remotas e dispersas também fazem parte da locação deste território. A ocupação humana próximos aos riachos intermitentes foi não planejada e desconsiderou os impactos na dinâmica ecológica local, e apesar da Resolução 273 do CONAMA exigir que estabelecimentos próximos às margens de rios obtenham licença de instalação e operação, e mantenham documentação atualizada comprovando que suas atividades têm baixo impacto ambiental (CONAMA, 2006), isso tem pouca fiscalização. Além disso, a migração rural para áreas urbanas tem consequências sociais e ambientais, tendo em conta que as famílias de baixa renda dominam muitos dos fluxos migratórios para as periferias dessas cidades que sem infraestrutura, políticas públicas e educação ambiental, aumentam ainda mais a pressão sobre os recursos hídricos. É notável a contaminação da água agravada por um sistema de esgoto inadequado.

O aumento da urbanização tem causado pressão sobre os recursos naturais, o que tem levado à degradação ambiental e crises hídricas, poluição do ar, alterações microclimáticas e por fim colapso dos recursos naturais (FERREIRA et al., 2019, PENG ET al., 2017 ; ZHANG et al., 2020). Além disso, com a escassez da cobertura vegetal, as matas ciliares deixam de cumprir a sua função ecológica, como apontou Lima e Zakia (2012). Em consequência, os corpos hídricos recebem maior aporte de sedimentos, diminuindo a qualidade e quantidade de água disponível (XIAO et al., 2019). O crescimento desordenado da população tem conduzido ao desmatamento da vegetação nativa o que tem contribuído para os altos índices de desertificação, assoreamento de rios, córregos, lagos, lagoas e contaminação dos poços por meio de agroquímicos (MEDEIROS E HOLANDA et al., 2018). Tudo indica que a rápida urbanização como resposta à acomodação do crescimento populacional sem um planejamento estratégico sustentável pode contribuir para a degradação ambiental (CORREIA FILHO et al. (2022).

Análise do Impacto Ambiental Macroscópica

Por meio da Análise Macroscópica no momento da coleta das amostras de água e sedimentos dos riachos intermitentes observou-se que, com exceção do ponto F33 considerado razoável em Riacho da Cruz, os demais pontos de florestas foram considerados excelentes a bons quanto ao seu grau de preservação. Galvan et al. (2020) salientam que a análise macroscópica é capaz de identificar diversos problemas relacionados à preservação dos recursos hídricos e ao seu entorno. Assim, pode-se observar que áreas de floresta foram as mais

preservadas obtendo água com cor e odor adequados, ausência de impurezas e odores desagradáveis, e no seu entorno com pouca presença ou ausência de resíduos sólidos, e a vegetação circundante se constituindo como uma mata mais densa.

. Apesar de algumas áreas agropecuárias serem consideradas boas e razoáveis, as áreas agropecuárias no município de Umarizal (A 17, 19, 20, 23 e 25) foram consideradas degradadas e, todas as áreas dos riachos próximos a urbanização ainda mais degradadas. Schneider et al. (2021) destacam que os aspectos macroscópicos do ambiente podem influenciar as características da qualidade da água. Esses impactos têm sido cada vez mais perceptíveis, especialmente nos últimos anos, e o desenvolvimento econômico é frequentemente usado como justificativa para essas intervenções.

Um dos atributos diagnosticados foi ao uso antrópico. A presença de espuma abundante e grande quantidade de óleo foi observada em centros urbanos, o qual é provavelmente oriunda de esgoto pluvial ou do contato da água com lixos domésticos no entorno. No município de Umarizal em áreas agropecuárias (A23, A24 e A25) foram também detectados óleos, mas em menor quantidade que centros urbanos. Para áreas urbanas a água também apresentava coloração escura, odores fortes e resíduos sólidos. Nas áreas urbanas foram encontrados vários resíduos, como papéis, latas, plástico, isopor, garrafas de vidro e plásticas, restos de alimentos, utensílios domésticos, dentre outros. Os lixos orgânicos ocasionam a formação do chorume que exala odores fortes e fétidos nessas áreas.

Segundo Silva e Camargo (2022) os valores do Índice de Qualidade da Água (IQA) na bacia revelaram que a maioria dos ambientes aquáticos apresentaram índices predominantemente ruins, com exceção do alto curso que apresentou um índice médio considerado aceitável, concluindo que as regiões da BHRAM estão submetidas a um grau de degradação ambiental. Somente de 2018 a 2019, 7,9% da vegetação presente na bacia foram queimadas (CAVALCANTE, 2021) e, de 2002 a 2008 a BHRAM perdeu 37,8% de sua vegetação para o desmatamento (CARVALHO, 2012) sendo uma das causas diretas da perda de qualidade desses sistemas aquáticos. Em uma análise macroscópica conduzida por Crispim et al. (2018) em dez nascentes de propriedades rurais (agropecuários) utilizadas para abastecimento humano, duas foram consideradas boas, duas ótimas e seis péssimas. A falta de vegetação ao redor das nascentes foi identificada como o principal problema, o que pode se assemelhar com os riachos presentes nas áreas agropecuárias e urbanizadas que obteve comprometimento em sua mata ciliar. Verificando a preservação das nascentes do Rio Apodi Mossoro em várias cidades Cunha et al. (2023) apontou como os principais agentes causadores

dos impactos ambientais ausência de cerca de proteção, facilidade de acesso aos rios e riachos, desmatamento, presença de resíduos sólidos e líquidos, urbanização, compactação do solo e ausência de cobertura vegetal do solo.

No entanto, deve-se levar em consideração que todos os municípios inseridos na BHRAM estão de alguma forma envolvidos em alguma produção agropecuária. O que caracteriza o problema é visivelmente o uso desordenado do solo nas zonas rurais e urbanas, além do nível de saneamento básico crítico que acarreta problemas de assoreamento, contaminação e poluição dos ambientes aquáticos (MONTEL et al., 2021; SILVA et al., 2019) especialmente em regiões semiáridas que apresentam riachos intermitentes com um fluxo de água reduzido na maior parte do ano. Além da pressão socioeconômica que essa bacia enfrenta, ela sofre perturbações comuns como caça, agropecuária extensiva, caprinocultura desmatamento e queimadas (ANTONGIOVANNI et al. 2020) o que pode também estar relacionado com os maiores índices dessas serem classificadas como ruins e péssimas.

Classificação Hidroquímica das águas

Nos últimos anos no semiárido a precipitação pluvial tem sido insuficiente para atender a demanda de água para produção agrícola e a irrigação tem sido essencial para assegurar o desenvolvimento das culturas e obtenção de rendimentos potenciais. Especialmente os pequenos agricultores tem utilizado a água desses riachos intermitentes para irrigação de plantas olerícolas e frutíferas, o que justifica a análise da classificação hidroquímica e o risco de salinidade e sodicidade das águas pelo uso dessas águas.

As maiores condutividades elétricas (CE) associada aos maiores teores de sólido totais dissolvidos (STD) foram constatadas na água dos riachos em regiões agropecuárias e, principalmente próximos aos centros urbanos, o que provavelmente tenham ocorrido devido à existência de lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, fato observado nos pontos U21, U26 U27 e, A17 e A 27 no município de Umarizal, deixando inclusive a água desses riachos salobras e a U21 como salgada. Mesmo sendo sua água considerada salgada, o ponto U21, quanto aos critérios CE e STD não há restrição para uso na irrigação. Todavia, é necessário cuidados maiores pois foi o único que se aproximou do limite tanto para CE ($2,56 \text{ dSm}^{-1}$), como para STD ($1.664,00 \text{ mgL}^{-1}$), que de acordo com Almeida (2010) é de 3 dSm^{-1} e 2000 mgL^{-1} respectivamente e para Ayers e Westcot (1985) os limites de concentração de STD variam de 450 a 2.000 mg/L. Os demais pontos não há restrição quanto ao uso de irrigação para CE e STD.

Em áreas florestais como F2 e F15 no município de Martins, também classificadas como salobras, podem ser atribuídos ao transporte de compostos iônicos devido ao alto curso da BHRAM possuir uma alta atividade agropecuária e pela própria atividade antrópica inserida nos municípios próximos. Resultados semelhantes foram obtidos por Mateus et al. (2015), que examinaram a qualidade da água do rio Uberaba em Minas Gerais, e por Girardi et al. (2016), que investigaram a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cubatão do Sul em Santa Catarina.

As águas classificadas como cálcicas bicarbonatadas (Ca-HCO_3) foram de maior ocorrência para áreas florestais e agropecuárias (76,47%) e a bicarbonatadas mistas (5,88 %) em apenas duas áreas agropecuárias (A18 e A29). Isto indica que tais concentrações estão ligadas principalmente a duas fontes fundamentais, sejam elas características naturais no qual os valores discrepantes podem ser intrinsecamente associados a um determinado tipo de solo ou rocha ou se constituem em desvios de padrão que possivelmente resultam de atividades humanas, como a intensificação da exposição do solo e das rochas devido ao desmatamento ou ao uso de pesticidas, à correção da acidez do solo, ou ainda a mudanças decorrentes do processo de urbanização (RAMOS et al., 2015).

Resultados de predominância de águas bicarbonatadas foram encontradas por Sardinha et al. (2008) estudando a composição iônica das águas do Ribeirão do Meio, SP, e por Lobato et al. (2008) estudando a água do rio Acaraú, CE. Conforme Custódio e Llamas (2001), o Ca pode precipitar facilmente e é altamente influenciado por trocas iônicas, sendo principalmente derivado da dissolução de calcitas, dolomitas e anidrita em rochas calcárias, sendo as maiores fontes de cálcio nas rochas ígneas e sedimentares são o plagioclásio e a apatita, além disso, o ataque aos feldspatos e outros silicatos cálcicos também contribui para a acumulação desse cátion.

As águas classificadas como cálcicas cloretadas (14,70%), ocorreram em uma área florestal (F11), duas urbanas (U26 e U32) e duas agropecuárias (A4 e A27) e a cloretada mista, ocorreu em apenas uma área florestal (F33). O íon cloreto (Cl^-) demonstra estabilidade relativa em ecossistemas aquáticos, sendo pouco afetado pelo processo de intemperismo químico (KOHN et al., 2016). O aumento da concentração de Cl^- é derivado das introduções de contaminantes resultantes de atividades humanas, como esterco, esgoto residencial, efluentes industriais e o escoamento de fertilizantes, consequentemente, a presença de Cl^- pode servir como um indicador eficaz da poluição originada de fontes biogeoquímicas (MINET et al., 2017; ZHU et al., 2019). A classificação de águas cloretadas na estação chuvosa pode estar

relacionada aos resíduos de fertilizantes cloretados e cargas de esgotos domésticos provenientes da contribuição do escoamento neste período (ARAÚJO NETO et al., 2010). Corroborando que a sua qualidade é afetada tanto por aspectos naturais quanto por intervenções humanas (MERTEN; MINELLA, 2002; TUCCI, 2006; ÁVILA; VON SPERLING, 2007; LOPES et al., 2008). Segundo Silva e Camargo (2022) em termos geológicos, a área de estudo da bacia apresenta a área cristalina, composta por rochas ígneas e metamórficas. A composição hidroquímica e as características das águas superficiais podem ser usadas para julgar a relação entre o intemperismo das rochas, a evaporação e as fontes artificiais (LI et al., 2014, LI et al., 2020).

As amostras as águas de 4 trechos dos riachos de áreas florestais (F8, F9, F10 e F11), foram classificaram como C1-S1, nesse caso não apresentam risco de salinização ou de contaminação por sódio. Assim, são águas que podem ser utilizadas para irrigação da maioria das culturas, em quase todos os tipos de solo, com pouca probabilidade de que se desenvolvam problemas de salinidade (ARAÚJO NETO et al., 2015). Contudo, 70% das águas dos trechos dos riachos em zonas florestais, agropecuárias e urbanas receberam a classificação de C2-S1, que apresentam um risco moderado de salinidade, e nenhum de sodização. Nessa classificação, a água ainda pode ser utilizada para a irrigação de plantas, desde que sejam selecionadas culturas mais tolerantes aos sais, contudo, não é necessário implementar tratamentos para controlar a salinidade (ALMEIDA, 2010; HOLANDA et al., 2010). Todavia as águas dos riachos nos pontos pertencentes a F2, F15, A17, U26 e A27 estão classificadas como C3-S1, o qual apresenta alto risco de salinização sem contaminação por sódio. Nas classificações C3, embora não haja risco de sodicidade, é importante evitar o uso dessa água em solos muito argilosos, pois essas águas já estão salobras. Águas dessa classificação não devem ser utilizadas em solos com drenagem deficiente. Para isso, requererem práticas especiais para controlar a salinidade e devem ser direcionadas para a irrigação de plantas altamente tolerantes aos sais, além disso, os riscos associados a essa água pode ser reduzida com o uso de métodos de irrigação localizada que mantenham o solo constantemente úmido (GHEYI et al., 2010; ALMEIDA, 2010; PIVIC et al., 2020).

O trecho U21 foi classificado como C4-S1, apesar de não possuir risco de sodicidade esta água possui um risco muito alto de salinização (C4), sendo considerada salgada, e não é recomendada para uso em irrigação, apesar da CE e STD não serem tão limitantes. Se o produtor optar por seu uso, a água deve ser empregada somente em circunstâncias excepcionais, preferencialmente em solos bem drenados (arenosos), e é imprescindível selecionar culturas

altamente tolerantes aos sais. (ALMEIDA, 2010; PIVIC et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2017). Conforme Xia et al. (2021) a CE da água em lagos e rios em bacias hidrográficas não impactadas pela intrusão de água do mar é significativamente influenciada pelas interações entre a água e as formações rochosas, pelos diversos usos do solo e pelas fontes de poluição presentes na região. Atualmente, reconhece-se a importância crucial da análise da qualidade da água destinada à irrigação, especialmente em áreas com alta taxa de evapotranspiração e padrões irregulares de distribuição de chuvas ao longo do ano (ANA, 2017).

Análise de Componentes Principais – Água

No médio curso superior da BHRAM, o escoamento de água pode transportar elementos químicos ao longo do percurso, resultando em alterações nos parâmetros da água dos riachos intermitentes. A análise da PC1, que explicou a maior parte dos resultados, identificou uma associação entre as áreas urbanas e parte das áreas agropecuárias com variáveis como CE, SO_4^{2-} , P, Ca, dureza, Cl, HCO_3^- e STD. Esses dados quando correlacionados, indicam que as águas salobras e salina deve-se a formação de sais como sulfato de Ca, cloreto de Ca, fosfato de Ca e bicarbonato de Ca, aumentando a dureza da água, os sólidos totais e a condutividade elétrica. Segundo SOUSA (2021) e Pinheiro et al. (2023) o aumento de STD, além de causas naturais como intemperismo na rocha, pode ser potencializado por contribuições de origem antrópica como lançamento de efluentes domésticos e industriais. Nas águas superficiais, as principais fontes de cloreto e sulfatos são as descargas de esgotos sanitários, domésticos e efluentes industriais. Pinheiro et al. (2023) atribuíram o aumento de íons, CE e STD na água das proximidades da mancha urbana, à influência de resíduos provenientes das atividades de carcinicultura, ao descarte de resíduos sólidos e orgânicos de áreas urbanas e da adubação química das atividades agrícolas.

Especificamente para o fósforo, Pinheiro et al. (2023) relataram que fontes artificiais como fertilizantes, esgotos e efluentes de carcinicultura podem aumentar o teor desse elemento na água. Além disso, nas águas dos riachos intermitentes observou-se correlação de P e Fe. De acordo com Esteves (2011) quando em condições aeróbicas íon fosfato é adsorvido a óxidos e hidróxidos de Fe férrico, e quando anaerobiose a liberação do fosfato é facilitada devido à dissolução dos complexos de ferro, portanto estando ambos quimicamente correlacionados. A estreita relação entre Fe e P em ambientes aquáticos foi bem documentada (ROTHER et al. 2016). O acúmulo e a morte de algas geralmente proporcionam um ambiente anaeróbico para a água doce e por consequência, estimularão os processos do metabolismo anaeróbico. Isto

conduz à redução e dissolução dos óxidos de ferro e à subsequente dessorção e liberação de Fe-P nos sedimentos, o que pode agravar ainda mais o nível de eutrofização (CHEN et al. 2019; ZHAO et al., 2021). Quando o oxigênio dissolvido é retomado, o Fe (II) é reoxidado e se recombina com o fosfato, reduzindo assim o teor de fósforo na água. Portanto, o ciclo do ferro desempenha um papel importante no controle do ciclo do fósforo (ZHAO et al, 2021).

Notou-se também nesses ambientes urbanos e agropecuários correlação positiva entre P, S e Fe e a presença de clorofila e correlação negativa entre clorofila e OD indicando que ações antrópicas podem promover o enriquecimento de nutrientes e aumenta risco de eutrofização. A eutrofização altera as condições redox da água, influenciando a transformação e distribuição de espécies de ferro (Fe), enxofre (S) e fósforo (P) (CONLEY et al., 2009; HAN et al., 2015; BEUTEL et al., 2020), e que de forma geral, a decomposição de algas mortas e a mineralização da matéria orgânica diminuem o oxigênio dissolvido conduzindo ao estado de hipóxia/anóxica na água (ZHOU et al., 2023). Além disso, as interações entre os ciclos sedimentares de P, S e Fe podem afetar a sua disponibilidade e mobilidade à medida que se relacionam entre si (HAN et al., 2015). O que é preocupante é a elevada entrada de nutrientes nas águas pode levar ao crescimento excessivo de algas, seguido pela sua decomposição, deficiência de oxigênio dissolvido e, finalmente, eutrofização e deterioração ecológica (HANS et al., 2015).

Alguns riachos podem ser expostos a poluentes como por exemplo os pesticidas, os quais podem ter sido carregados para fora das áreas agrícolas adjacentes onde foram aplicados inicialmente (IJZERMAN et al., 2024). O que possivelmente influenciou essas áreas urbanizadas e alguns pontos agropecuários a possuírem uma maior relevância com as variáveis citadas. Segundo Silva e Camargo (2022) ao avaliar rios do mesmo perímetro (médio curso da BHRAM) em momento de estiagem apresentaram valores mais elevados de nutrientes, o que comprova a piora da qualidade da água, como também valores elevados para STD e CE.

Os resíduos químicos e orgânicos presentes no esgoto podem causar a eutrofização de corpos aquáticos, diminuindo o oxigênio e prejudicando ecossistemas. A presença de vegetação natural ao redor de riachos desempenha diversas funções benéficas, entre elas a retenção do solo e redução da erosão causada pelo escoamento superficial de água e assim contribui para uma maior concentração de OD no corpo hídrico (O'MARA et al.; 2022; VALLE et al., 2013). Corroborando com os resultados que evidenciou que em áreas preservadas apresentam maiores concentrações de OD. Girardi et al. (2016) indicam que o aumento na quantidade de OD pode ser associado ao aumento da turbulência no curso do riacho.

A utilização do solo em áreas urbanas acarreta alterações físicas e limnológicas nos corpos d'água, abrangendo a remoção da vegetação, a impermeabilização do solo, o aumento do escoamento superficial e o despejo de esgoto doméstico (DUSABE et al.; 2019; LAFAGE et al.; 2019). Conforme o diagnóstico dos serviços de água e esgoto no Brasil (BRASIL, 2016), aproximadamente 42,4% das áreas urbanas nos municípios do país despejam diretamente esgoto não tratado nos recursos hídricos, acarretando a degradação da qualidade da água e provocando problemas críticos para a economia e sociedade, como destacado pela Agência Nacional de Águas (ANA) em 2012. Esses desafios são agravados pela superpopulação, intensa industrialização, rápido processo de urbanização e deficiências no saneamento básico na região.

Além da contaminação das águas superficiais, também é importante destacar a possibilidade de contaminação das águas subterrâneas (SYEED et al., 2023; YANG, et.al, 2023). Portanto, é crucial adotar medidas eficazes de gestão ambiental e saneamento para mitigar esses impactos e garantir a qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos para as gerações futuras. A poluição de rios, lagos e oceanos, juntamente com os altos índices de resíduos orgânicos e industriais acumulados ao longo das últimas décadas no leito dos rios, nas margens de matas e estradas, é um reflexo desse crescimento desordenado e da falta de conscientização ambiental (CRISÓSTOMO DO CARMO, 2018). Tais circunstâncias vêm contribuindo para a redução da vazão e à extinção total de alguns cursos de água na região e comprometimento da qualidade das águas superficiais até em zonas florestais.

Na distribuição das zonas estudadas dentro do plano multivariável, observou-se na PC2 que as áreas de florestas em conformidade com a agropecuária estão dispersas no qual não apresentou um padrão de comportamento. Isto pressupõe que as alterações ocorridas podem ser de origens naturais e/ou antrópicas, visto que as áreas florestais apresentam porcentagem igual ou superior de 70% de cobertura vegetal, todavia, apresenta áreas de pastos, mosaicos de usos e outras lavouras temporárias. Além dessas áreas florestais estarem localizadas no médio curso superior da bacia, é provável que as concentrações de K e RAS estejam relacionadas ao transporte dos elementos provenientes do alto curso da bacia, que tem como principal atividade a agropecuária.

As concentrações dos micronutrientes e metais (Fe e Mn) para PC1 especialmente em áreas urbanizadas e agrícolas em água pode estar associada à presença desses metais em efluentes domésticos, provenientes de defensivos agrícolas, produtos farmacêuticos, produtos de limpeza e corantes pigmentos. Essa correlação pode ser atribuída a práticas inadequadas de descarte, como mencionado por Silva-Filho et al. (2013). Além disso, a contaminação por esses metais

pode ser intensificada por efluentes industriais, resultantes dos processos de produção em empresas industriais, (VON SPERLING, 2014). Os níveis de Cu detectados em ambientes naturais podem, em parte, ser atribuídos ao descarte inadequado de efluentes domésticos não tratados, que são lançados nos cursos d'água superficiais por residentes próximos aos afluentes que deságuam nos riachos estudados.

Outro fator a ser considerado seria ao turismo serrano realizado em áreas naturais como em Portalegre e Martins o que proporciona o contato humano com áreas preservadas. Esse cenário ressalta a importância de práticas responsáveis de gestão de resíduos para evitar a contaminação desses recursos hídricos. Considerando que o monitoramento contínuo da qualidade da água é essencial para compreender as características físico-químicas dos riachos intermitentes, que variam naturalmente com o clima e o fluxo (NILSSON e RENÖFÄLT; 2008), esse monitoramento permite uma compreensão mais precisa das flutuações e tendências ao longo do tempo, possibilitando uma gestão mais eficaz e a implementação de medidas de conservação adequadas.

Análises de componentes principais - Sedimentos

Na análise da CP1 referente aos parâmetros físico-químicos dos sedimentos houve maior representatividade da granulometria (silte e argila) e dos elementos químicos (K, Na, CE, Ca) para áreas urbanas. Estudos demonstram que em centros urbanos parte da poluição tem origem no escoamento superficial da água que carrega consigo uma grande carga de sedimentos com diferentes granulometrias gerados pelo processo de urbanização. Esses sedimentos são classificados como minerais, orgânicos (biogênicos) e de origem antropogênicas (Poletto & Matinez, 2011). Por sofrerem influência das ruas, construção civil, limpeza de terrenos, desgaste dos veículos, precipitação de poeira atmosférica, desempenho de terraplenagem, perturbação de estradas e outras superfícies por carros, resíduos de atividades industriais, entre outras atividades antrópicas que exponham o solo à erosão (Yarmoshenko, 2020; Sari et al., 2013), pode ocorrer uma maior produção de sedimentos e seletividade de partículas mais finas (argila e silte).

Geralmente, o processo hidrodinâmico também interfere na granulometria pois o material lavado da superfície é composto, em sua maioria, por partículas finas, geralmente, com diâmetro inferior a 0,062mm (Ben Mna et al. 2021; Sari et al., 2013). Analisando partículas sólidas em condições naturais e com atividades antrópicas, Parizotto (2021) observou

concentrações altas de carbono orgânico total e predomínio de argila e argila-siltosa em áreas antropizadas. Winston et al. (2023) verificou que o escoamento rodoviário em rodovias estaduais selecionou partículas mais finas nos sedimentos. Russell et al., (2017) em ampla revisão de literatura sobre sedimentos relataram que a produção de sedimentos de granulação fina medida ou calculada na escala da zona de construção ativa pode ser 21 a 12.000 vezes maior do que as taxas de base, e até 20.000 vezes maior em um canteiro de obras, contra 700 vezes em áreas de florestais e 34 vezes em áreas agrícola, quando medido nesta escala intensiva.

Quanto ao aumento da CE e elementos químicos (K, Na e Ca) nos sedimentos possivelmente deve-se à migração para os sedimentos desses elementos das suas águas classificadas como salobras e salina, e como esse sedimento possui granulometria fina (argila) favoreceu a adsorção desses cátions. A adsorção e dessorção de poluentes e elementos químicos entre os sedimentos e as águas superficiais de riachos são processos acoplados (Geng et al., 2024). Estudos em limnologia tem se concentrado no estudo das interações dos metais pesados com a água e os sedimentos na forma de reações de adsorção e dessorção em ambientes urbanos (Wijesiri et al., 2019; Miranda et al., 2021), e devido às reações de adsorção, mais de 90% das concentrações totais de metais pesados encontrados em cursos de água urbanos ficam imobilizados em sedimentos (Feng et al., 2017; Tomczak et al., 2019; Miranda et al., 2022). Todavia, alguns estudos demonstram que ocorre papel significativo dos processos de adsorção de cátions trocáveis de Ca, Mg, Na e K (soma das bases trocáveis) nos sedimentos o qual determinam em maior medida a qualidade da água (Komosa, 1999; Senze et al., 2020). Ao analisar o impacto das influências antrópicas nas áreas características físico-química dos sedimentos Aduwo et al. (2023) observaram uma textura argilo-arenosa nos sedimentos e ordem de predominância dos cátions trocáveis de $Mg^{2+} > Ca^{2+} > H^{+} > Al^{3+} > K^{+} > Na^{+}$ e ânions nesta ordem: $PO_3^{4-} > SO_4^{2-} > NO_3^{-} > Cl^{-}$.

Para as frações orgânicas (COT e SHs) observou-se mais contribuições em áreas agropecuárias e áreas florestais. Nesses ambientes, os sedimentos dos riachos frequentemente apresentam uma alta concentração de frações orgânicas devido a processos naturais e atividades antrópicas específicas. Em áreas florestais, a MO proveniente da decomposição de folhas, galhos e outros detritos vegetais é abundante. Essa MO parcialmente decomposta é conhecida como SHs contendo as frações húmicas (AH), fúlvicas (AF) e a fração Humina (HUM), que são componentes importantes do solo e são carregados para os riachos por meio da erosão e da lixiviação. Em áreas agropecuárias, a aplicação de fertilizantes orgânicos e resíduos animais pode enriquecer os sedimentos com as SHs. O teor de MO nos sedimentos é uma variável

crucial que está positivamente associada a persistência dos microrganismos (CHÁVEZ-DÍAZ et al., 2020). O COT é uma medida da quantidade total de carbono orgânico presente nos sedimentos analisados. Em ambientes agrícolas e florestais, a atividade biológica do solo e a entrada de MO contribuem para a alta concentração de COT nos sedimentos dos riachos. Esses processos naturais são intensificados em áreas agropecuárias devido à aplicação de fertilizantes, práticas de manejo do solo e atividades pecuárias que aumentam a quantidade de MO disponível para ser carregada pelos riachos. Em áreas florestais, a vegetação exuberante e a biomassa em decomposição são as principais fontes de MO nos sedimentos dos riachos .

Na PC2 nota-se que nas florestas obteve-se uma textura mais arenosa. Nas áreas florestais, a cobertura vegetal densa tende a proteger o solo contra a erosão causada pela água da chuva e pelo vento. Isso resulta em uma quantidade relativamente menor de partículas finas (argila e silte) sendo carregadas para os riachos. A densa cobertura florestal proporciona uma grande quantidade de MO, que é decomposta por microrganismos do solo. Esse processo de decomposição pode afetar a textura dos sedimentos, pois parte da MO se transforma em partículas finas e leves que são facilmente carregadas pela água, enquanto a areia tende a permanecer (CHÁVEZ-DÍAZ et al., 2020).

A predominância dos micronutrientes e metais pesados (Zn, Mn, Fe, Cu e Pb) está associada às áreas com atividades agropecuárias (principalmente Mn, Zn e Pb) e em ambientes urbanos (micro e metais). Para Cr e Cd houve maior efeito significativo em área urbana. É importante notar que a contaminação dos sedimentos por metais pesados pode ter origem tanto em processos naturais, como fontes geogênicas (a partir da decomposição de rochas ultramáficas, depósitos de fósforo e dispersão de poeira pelo vento), quanto em atividades agrícolas intensivas, mineração, resíduos industriais e urbanos (GIOURI et al., 2010; KURT 2018 ; YALCIN et al. 2019 ; HORASAN et al. 2020 ; OZTURK E ARICI 2020). Dentre os elementos, observou-se a presença do Fe. Kanbar et al. (2017) atribuem a presença de Fe à influência de resíduos industriais. Eles destacam que fontes de ferro, como minério de ferro e ferro fundido, além de fases do elemento, como óxido de ferro (II e III) e sulfeto de ferro, podem ser encontradas em ambientes industriais, contribuindo para a presença desse elemento em concentrações elevadas.

Um estudo sobre a distribuição de metais pesados nos sedimentos da região nordeste de Konya mostrou que o acúmulo desses metais pode ser resultado de influências humanas, assim como ser gerado por eventos geogênicos (COSKUN et al., 2021). Metais como Cu e Zn podem ser provenientes de atividades agrícolas (CHAI et al., 2017; LIANG et al., 2015).. Jørgensen et

al. (2005) e Shomar (2006) observaram que o enriquecimento de Cu e Zn na camada superficial do solo pode ser atribuído ao uso excessivo de pesticidas ou fungicidas. O que pode contribuir para o transporte desses elementos por meio da erosão até os corpos d'água. Além disso, o uso excessivo de pesticidas e fertilizantes fosfatados na agricultura também pode levar ao acúmulo de Cd no meio ambiente (MAANAN et al., 2015; WANG et al., 2015; ZHANG et al., 2016). Todos esses metais pesados liberados pelas atividades agrícolas provavelmente se acumulariam nos sedimentos, explicando a presença desses metais presentes no compartimento sedimentar.

Nos ecossistemas aquáticos, o ambiente bentônico é suscetível à absorção de metais pesados originados do intemperismo natural, da erosão do solo, de resíduos industriais e da deposição atmosférica (JAISHANKAR et al., 2014). Além disso, atividades humanas, como descargas industriais e agrícolas, descarte inadequado de resíduos industriais, despejo de lixo doméstico e municipal, sistemas de drenagem defeituosos, contribuem significativamente para a contaminação por metais pesados nos ecossistemas aquáticos (HAHLADAKIS e SMARAGDAKI, 2013; ISLAM et al., 2015). A mobilidade e a disponibilidade desses elementos em sistemas aquáticos são influenciadas especialmente por parâmetros físico-químicos da água, como OD, pH e conteúdo de MO (SIM et al., 2016)

É esperado encontrar um alto nível de Cd no sedimento em comparação com seus níveis na água quando os sedimentos são caracterizados como sumidouros ou reservatórios de poluentes na água (TOPI et al., 2012). Do mesmo modo para Cr nos sedimentos em comparação com a água, especialmente em ambientes móveis, porém, sua mobilidade é reduzida em condições moderadamente oxidantes e redutoras, e com um pH próximo da neutralidade (DECENA et al., 2018).

Para finalizar, não houve uma tendência de agrupamentos de acordo com uso de solo em zonas específicas por meio da análise de cluster com relação a qualidade da água e dos sedimentos. No entanto, os riachos e seus respectivos sedimentos presente em zonas florestais foram os mais preservados. Todavia, áreas urbanas próximos a esses riachos e áreas de manejo com menor gestão e preocupação ambiental aumentaram o grau de degradação e piorou a qualidade das águas. Corroborando com esses resultados Santos e Macedo (2023) Bello et al. (2021) constataram que atividades humanas como agropecuária, urbanização, plantio de eucalipto e a mineração pioram a qualidade da água. Hinata et al. (2023) verificaram que melhores resultados da qualidade da água e dos sedimentos estavam associados ao maior grau de conservação das sub-bacias em áreas florestais, e a piora na qualidade e sedimentos ocorreu

em direção à foz, justamente onde havia maior influência das áreas urbanas, atividade industrial e da agropecuária.

7. Conclusão

As descobertas apresentadas neste estudo contribuíram significativamente para o entendimento da qualidade de água e dos sedimentos em riachos intermitentes sob a influência de diferentes usos e coberturas naturais do solo. A transformação da paisagem devido a alterações antropogênicas, principalmente para práticas agrícolas e desenvolvimento urbano, tem comprometido a formação de vegetação densa e levado à perda da cobertura vegetal no Bioma da Caatinga. Conclui-se, portanto, que áreas antropizadas alteram a composição química do sedimento e da água, acarretando riscos de salinização do solo e impactos ambientais.

Com base nos resultados obtidos, nosso estudo reforça a importância da investigação dos atributos físico-químicos e orgânicos dos riachos intermitentes por apresentarem variações significativas devido à intermitência de seu fluxo, o que pode resultar em alterações significativas em diferentes períodos avaliados. Portanto, compreender essas flutuações é essencial para uma avaliação precisa e abrangente do ecossistema aquático, destacando a necessidade de monitoramento contínuo para uma gestão eficaz dos recursos hídricos. Além disso, os sedimentos devem ser usados como uma ferramenta para avaliação e gestão sistemática e para garantir a proteção ambiental e a conservação do ecossistema deste importante zona úmida.

Por fim, para minimizar os impactos, especialmente em municípios semiáridos que enfrentam uma grande vulnerabilidade social, é fundamental implementar políticas públicas eficazes. Isso inclui iniciativas de conscientização, desde a educação ambiental, no sentido de mostrar a importância da manutenção da mata ciliar para a saúde do corpo hídrico e melhorias no saneamento básico, para que os despejos de diferentes origens não alcancem esse valioso recurso. Essas medidas são fundamentais para promover a sustentabilidade e reduzir os efeitos negativos sobre o meio ambiente e as comunidades locais.

8. Referências bibliográficas

ABRANTES, A. S. M.; PIROLI, E. L.; PERUSI, M. C. Conflitos No Uso E Cobertura Da Terra Nas Áreas De Preservação Permanente Da Bacia Do Rio Anhumas, Ribeirão Claro/Pr. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 23, p. 352-369, 2021.

ACUÑA, V.; DATRY, T.; MARSHALL, J.; BARCELÓ, D.; DAHM, C. N.; GINEBRED, A.; PALMER, M. A. Why should we care about temporary waterways?. **Science**, v. 343, n. 6175, p. 1080-1081, 2014.

AGRITEMPO. Sistema de Monitoramento Agrometeorológico. Disponível > <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>. Acesso em Sexta-feira, 26 de Janeiro de 2024

AKOMEAH, E.; MORALES-MARIN, L. A.; CARR, M.; SADEGHIAN, A.; LINDENSCHMIDT, K. E. The impacts of changing climate and streamflow on nutrient speciation in a large Prairie reservoir. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112262, 2021.

ALBAGGAR, A. K. A. Investigation of some physical, chemical, and bacteriological parameters of water quality in some dams in Albaha region, Saudi Arabia. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 28, n. 8, p. 4605-4612, 2021.

ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010., 2010.

ALVES, M. D. F. A.; MARTINS, W. A.; DE MORAIS, C. E. P. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA CAATINGA NO SERTÃO PARAIBANO. **Journal of Ecoinnovation and Environmental Management**, v. 1, n. 1, p. 1-13, 2023.

ANA -Agência Nacional das Águas. Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada. Brasília: ANA, 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Brasília, 2012.

ANNAMMALA, K. V; MAOMÉ, N. A; SUGUMARAN, D.; MASILAMANI, L. S; LIANG, Y. Q; JAMAL, M. H; YUSOP, Z.; YUSOFF, A. R. M; NAINAR, A. Pistas de sedimentos na mitigação de enchentes: a chave para determinar a origem, transporte e grau de contaminação por metais pesados. *Hidrol. Res.*, 52(1): 91–106, 2021

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; MATSUMOTO, M.; FONSECA, C. R. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. *Journal of Applied Ecology*, 57(10), 2064–2074. 2020.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington, 2005.

ARAÚJO NETO, J. R.; de SALES, M. M., PALÁCIO, H. A. de Q.; GOMES, F. E. F.; CHAVES, L. C. G. Dinâmica da qualidade das águas superficiais para Irrigação em reservatórios do estado do Ceará, Brasil. **Conexões-Ciência e Tecnologia**, v. 9, n. 1, p. 51 – 60, 2015. DOI: <https://doi.org/10.21439/conexoes.v9i1.674>

ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M., LIMA, J. S. Caracterização hidroquímica e dinâmica qualitativa das águas superficiais do açude Orós para fins de irrigação. **X SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, Fortaleza, Ceará. Anais... ABRH**, 2010.

ARAÚJO, A. D.; DA OLIVEIRA FREITAS, M.; DO CARMO MOURA, L.; BAGGIO FILHO, H.; CAMBRAIA, R. P. Avaliação geoquímica ambiental do garimpo areinha: estudo da concentração e distribuição de metais pesados nos sedimentos e os danos à saúde humana. **Hygeia: Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 13, n. 26, p. 98, 2017.

ÁVILA, J. L. T., MONTE-MÓR, R. L. M. Urbanização e Impactos Ambientais: uma análise da Relação entre as características dos espaços urbanos e a poluição hídrica na Região do Médio Rio Doce (MG). **VII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**, 2007.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. 3. ed. Rome: FAO. FAO. Irrigation and Drainage Paper, 29. p. 174. 1994.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985.

AZEREDO MORGADO, M. G.; PASSOS, C. J. S.; GARNIER, J.; DE LIMA, L. A.; DE ALCÂNTARA MENDES, R.; SAMSON-BRAIS, É.; LUCOTTE, M. Large-Scale Agriculture and Environmental Pollution of Ground and Surface Water and Sediment by Pesticides in the Brazilian Amazon: the Case of the Santarém Region. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 3, p. 150, 2023.

BARROS, A. C. M. Avaliação da Desconexão Encosta-Canal na Bacia do Riacho Grande/PB. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, CFCH. Programa de Pós-graduação em Geografia, Recife, 2014. 136p

BRASIL. Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra;jsessionid=FF6287BC38836EBD9BC60A913B631C31.proposicoesWebExterno2?codteor=470365&filename=LegislacaoCitada+-PL+1253/2007>

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Resolução CONDEL/SUDENE Nº 150, de 13 de dezembro de 2021. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 13 dez. 2021. Edição: 246, Seção 1, p. 1-30.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos-2014. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016. 212 pp.

BRYAN, B. A.; GAO, L.; YE, Y.; SUN, X.; CONNOR, J. D.; CROSSMAN, N. D.; HOU, X. China's response to a national land-system sustainability emergency. **Nature**, v. 559, n. 7713, p. 193-204, 2018.

CARDOSO, A. S.; BAPTISTA, M. B. Metodologia para Avaliação de Alternativas de Intervenção em Cursos de Água em Áreas Urbanas. RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16 n.1 p. 129-139, 2011.

CARVALHO, G. R. Sistemas Ambientais e desmatamento na região da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró/RN. Revista da ANPEGE, v. 8, n. 9, p. 107- 118. 2012.

CARVALHO, R.G.; KELTING, F.M.S.; SILVA, E.V. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. Sociedade & Natureza, v. 23, n. 1, p. 143-159, 2011.

CAVALCANTE, A. E. Q. M.; GRIGIO, A. M.; DIODATO, M. A. Morfometria e diagnóstico físico conservacionista (dfc) em 19 sub-bacias da bacia hidrográfica Apodi Mossoró. Revista Brasileira de Geografia Física v.14, n 7 p. 3891-3909. 2021.

CHAI, L.; LI, H.; YANG, Z.; MIN, X.; LIAO, Q.; LIU, Y.; XU, J. Heavy metals and metalloids in the surface sediments of the Xiangjiang River, Hunan, China: distribution, contamination, and ecological risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 874-885, 2017.

CHAPMAN, D. **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. CRC Press, 2021.

CHÁVEZ-DÍAZ, L. V.; GUTIÉRREZ-CACCIABUE, D.; POMA, H. R.; RAJAL, V. B.

Sediments quality must be considered when evaluating freshwater aquatic environments used for recreational activities. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 223, n. 1, p. 159-170, 2020.

CHORNY, S. G., & ISAEVA, V. V. Salinisation of chernozem soils by brackish irrigation water in Southern Ukraine. **International Journal of Environmental Studies**, v. 80, n. 2, p. 421-432, 2023.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n. 369, de 28 de março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente - APP. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=489>>.

CORREIA FILHO, W. L. F.; DE OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; DOS SANTOS, C. T. B.; BATISTA, B. A.; DE BARROS SANTIAGO, D.; DA SILVA JUNIOR, C. A.; FREIRE, F. M. The influence of urban expansion in the socio-economic, demographic, and environmental indicators in the City of Arapiraca-Alagoas, Brazil. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 25, p. 100662, 2022.

COSKUN, A.; HORASAN, B. Y.; OZTURK, A. Heavy metal distribution in stream sediments and potential ecological risk assessment in Konya Northeast region. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, p. 1-18, 2021.

COSTA, R. L.; PREVEDELLO, J. A.; DE SOUZA, B. G.; CABRAL, D. C. Forest transitions in tropical landscapes: A test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Applied Geography**, v. 82, p. 93-100, 2017.

CRISÓSTOMO DO CARMO, Mafalda et al. Plano de Proteção das Reservas Hídricas da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Taquaraçu Grande em Palmas Tocantins. 2018.

CRISPIM, J. Q.; ROCHA, J. A.; DA, MALYSZ, S. T.; VILLWOCK, F. H.; CIBOTO, D. E.; SOUZA, T. L. DE.; SOARES, A. L. A extensão universitária auxiliando no saneamento básico rural: Melhorias na qualidade das águas de nascentes em pequenas propriedades rurais. *Educação Ambiental em Ação*, 65, 33-34, 2018

DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. Intermittent rivers and ephemeral streams: Ecology and management. **Hrvatske vode**, v. 25, p. 102, 2017.

De-Carvalho, H. R. L.; Henry-Silva, G. G. Natural and anthropic inputs of nutrients in hydrographic basins of reservoirs in the Brazilian semiarid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, 2022.

DECENA, S C.; ARGUILLES, M.; ROBEL, L. Avaliação da contaminação por metais pesados em sedimentos superficiais em um rio urbano nas Filipinas. *Pol. J. Meio Ambiente. Viga*. v. 27 n. 5, p. 1983–1995. 2018. doi:10.15244/pjoes/75204

DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. Modelagem de erosão e aporte de sedimentos em bacia hidrográfica com o modelo WaTEM/SEDEM. **Revista Caminhos de Geografia, Uberlândia**, v. 21, n. 78, p. 117-137, 2020.

DEMARTELAERE, A. C. F.; DOS SANTOS FEITOSA, S.; DO NASCIMENTO LEAO, F. D. A.; COSTA, B. P.; DE DEUS, A. S.; DE PAIVA SILVA, T. P.; DA SILVA, M. C. T. Revisão bibliográfica: impactos em áreas nativas da caatinga causadas pelas atividades econômicas e as técnicas de reflorestamento. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 4, p. 25285-25306, 2022.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland**

Waters, v. 6, n. 2, p. 155-164, 2016.

DOUGAHEH, M. P.; ASHOFTEH, P. S.; LOÁICIGA, H. A. Urban stormwater management using low-impact development control measures considering climate change. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 154, n. 3, p. 1021-1033, 2023.

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; NETO, J. L. S. A. Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 37, 2018.

DUSABE, M. C.; WRONSKI, T.; GOMES-SILVA, G.; PLATH, M.; ALBRECHT, C.; APIO, A. Biological water quality assessment in the degraded Mutara rangelands, northeastern Rwanda. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, p. 1-13, 2019.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Manual de métodos de análise de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, Ed Europa. 1997. 212p.

FERNANDES, M. M.; LIMA, A. H. S.; WANDERLEY, L. L.; FERNANDES, M. R. D. M. Forest fragmentation in the São Francisco River Hydrographic Basin, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 32, p. 1227-1246, 2022.

FERREIRA, A. C. S.; PÁDUA, V. Persistente floração da cianobactéria *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek no açude Gavião, Pacatuba/CE, e suas implicações para o abastecimento da cidade de Fortaleza. **SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, v. 11, 2004.

FERREIRA, L. M. R.; ESTEVES, L. S.; DE SOUZA, E. P.; DOS SANTOS, C. A. C. Impact of the urbanisation process in the availability of ecosystem services in a tropical ecotone area. **Ecosystems**, v. 22, p. 266-282, 2019.

FINLAY, J. C. Stream size and human influences on ecosystem production in river networks. **Ecosphere**, v. 2, n. 8, p. 1-21, 2011.

FOX, G. A.; PURVIS, R. A.; PENN, C. J. Streambanks: A net source of sediment and phosphorus to streams and rivers. **Journal of environmental management**, v. 181, p. 602-614, 2016.

FRAZIER, A. E.; BRYAN, B. A.; BUYANTUEV, A.; CHEN, L.; ECHEVERRIA, C.; JIA, P.; ZHAO, S. Ecological civilization: perspectives from landscape ecology and landscape sustainability science. **Landscape Ecology**, v. 34, p. 1-8, 2019.

FRITZONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. As Alterações da Qualidade da Água do Rio Capivari com o Deflúvio: Um Instrumento de Diagnóstico de Qualidade Ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 4, p. 239-248, 2003.

FUGÈRE, V.; KASANGAKI, A.; CHAPMAN, L. J. Land use changes in an afrotropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. **Ecosphere**, v. 7, n. 6, p. e01355, 2016.

GALVAN, K. A.; MEDEIROS, R. C.; NETO, R. P. M.; LIBERALESSO, T.; GOLOMBIESKI, J. I.; ZANELLA, R. Análise ambiental macroscópica e a qualidade da água de nascentes na bacia do Rio São Domingos/SC, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 1, p. 165-176, 2020.

GANEM, K. A.; DUTRA, A. C.; DE OLIVEIRA, M. T.; DE FREITAS, R. M.; CRISTINA, R. Mapeamento da vegetação da caatinga a partir de dados ópticos de observação da terra—oportunidades e desafios. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 72, n. esp., p. 829-854, 2020

GARCIA-CAPARROS, P.; CONTRERAS, J. I.; BAEZA, R.; SEGURA, M. L.; LAO, M. T.

Integral management of irrigation water in intensive horticultural systems of Almería. **Sustainability**, v. 9, n. 12, p. 2271, 2017.

GHAHRAMANI, A.; BOWRAN, D. Transformative and systemic climate change adaptations in mixed crop-livestock farming systems. **Agricultural systems**, v. 164, p. 236-251, 2018.

GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados. Fortaleza, 2010. Cap. 4, p. 43–61.

GIOURI, A.; CHRISTOPHORIDIS, C.; MELFOS, V.; VAVELIDIS, M. Avaliação das concentrações de metais pesados nos sedimentos do rio bogdanas na área de Assiros-Lagadas. V. 100, p. 63–70, 2010.

GIRARDI, R.; PINHEIRO, A.; GARBOSSA, L. H. P.; TORRES, E. Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Water Resources*, v. 21, n. 3, 2016, pp. 514-524

GIRARDI, R.; PINHEIRO, A.; TORRES, E.; KAUFMANN, V.; GARBOSSA, L. H. P. Evolution of physicochemical species concentration in streams based on heavy rainfall event data obtained for high-frequency monitoring. **RBRH**, v. 21, p. 653-665, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011616055>

GIRI, S.; QIU, Z. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. **Journal of environmental management**, v. 173, p. 41-48, 2016.

GRAFIUS, D. R.; EDMONDSON, J. L.; NORTON, B. A.; CLARK, R.; MEARS, M.; LEAKE, J. R.; WARREN, P. H. Estimating food production in an urban landscape. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 5141, 2020.

HAHLADAKIS, J.; SMARAGDAKI, E.; VASILAKI, G.; GIDARAKOS, E. Uso de Diretrizes de Qualidade de Sedimentos e Indicadores de Poluição para a Avaliação de Contaminação de Metais Pesados e PAH em Sedimentos Superficiais de Mares e Lagos Gregos. **Meio Ambiente. Monitor. Avaliar**, v. 185, p. 2843–2853. 2013. doi:10.1007/s10661-012-2754-2

HALL, J.; HOSSAIN, A.K.M.A. Mapping urbanization and evaluating its possible impacts on stream water quality in Chattanooga, Tennessee, using GIS and remote sensing. **Sustainability**, v. 12, n. 5, p. 1980, 2020.

HERSPERGER, A. M.; BÜRGI, M.; WENDE, W.; BACĂU, S.; GRĂDINARU, S. R. Does landscape play a role in strategic spatial planning of European urban regions?. **Landscape and Urban Planning**, v. 194, p. 103702, 2020.

HOLANDA, J. S.; AMORIM, J. R. A.; NETO, M. F.; HOLANDA, A. C. Qualidade da água para irrigação. In: Gheyi, H. R.; Dias, N. S.; Lacerda, C. F. (ed.) Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados. Fortaleza: INCT Sal, 2010.

HORASAN, B. Y. The environmental impact of the abandoned mercury mines on the settlement and agricultural lands; Ladik (Konya, Turkey). **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 10, p. 237, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-08985-6>

IJZERMAN, M. M.; RABY, M.; LETWIN, N. V.; KUDLA, Y. M.; ANDERSON, J. D.; ATKINSON, B. J.; PROSSER, R. S. New insights into pesticide occurrence and multicompartamental monitoring strategies in stream ecosystems using periphyton and suspended sediment. **Science of The Total Environment**, v. 915, p. 170144, 2024.

ISLAM, M. A., ROMÍĆ, M.A.; ROMÍĆ, M. Acúmulo de metais residuais em solo irrigado com água poluída e avaliação do risco para a saúde humana causado pelo consumo de vegetais em Bangladesh. **Meio Ambiente. Geoquímica. Saúde**, v. 40, p. 59–85, 2017. doi:10.1007/s10653-

JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; ANBALAGAN, N.; MATHEW, B. B.; BEEREGOWDA, K. N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary toxicology**, v. 7, n. 2, p. 60, 2014.

JAMEI, M.; AHMADIANFAR, I.; CHU, X.; YASEEN, Z. M. Predição do total de sólidos dissolvidos em águas superficiais usando programação genética wavelet-multigene hibridizada: Nova abordagem. **Revista de Hidrologia**, v. 589, p. 125335, 2020.

JESUS, J. B.; DE OLIVEIRA, D. G.; ARAÚJO, W. S.; DA CRUZ, L. S.; KUPLICH, T. M. Influence of anthropization on the floristic composition and phytosociology of the Caatinga susceptible to desertification in the state of Sergipe, Brazil. **Tropical Ecology**, v. 63, n. 3, p. 398-408, 2022.

JESUS, J. B.; GAMA, D. C.; NASCIMENTO JÚNIOR, J. M.; MOURA FERNANDES, M. R.; FERNANDES, M. M. Fragmentação florestal em região semiárida no Nordeste do Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, 2019.

JØRGENSEN, N.; LAURSEN, J.; VIKSNA, A.; PIND, N.; HOLM, P. E. Multi-elemental EDXRF mapping of polluted soil from former horticultural land. **Environment International**, v. 31, n. 1, p. 43-52, 2005.

JUNG, M. S.; DA SILVA, J. A. G.; FACHINETTO, J. M.; DE FÁTIMA COLET, C.; CARVALHO, I. R.; CARDOZO, L. E.; ALESSI, O. Analysis of the environmental integrity of water springs in rural areas. **Revista de Gestão e Secretariado**, v. 14, n. 11, p. 19554-19569, 2023.

JUSTUS REYMOND, D.; SUDALAIMUTHU, K. Geospatial visualization and seasonal variation of heavy metals in river sediments. **Global Journal of Environmental Science and Management**, v. 9, n. 2, p. 309-322, 2023.

KALHORI, M.; ASHOFTEH, P. S.; MOGHADAM, S. H. Development of the Multi-Objective Invasive Weed Optimization Algorithm in the Integrated Water Resources Allocation Problem. **Water Resources Management**, v. 37, n. 11, p. 4433-4458, 2023.

KANBAR, H. J. et al. Iron mineralogy as a fingerprint of former steelmaking activities in river sediments. *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 599, p. 540-553, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.156>.

KARSTENS, S.; BUCZKO, U.; JURASINSKI, G.; PETICZKA, R.; GLATZEL, S. Impact of adjacent land use on coastal wetland sediments. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 337-348, 2016.

Kim, H.G.; Kwak, I. S. Avaliando a necessidade da localização geográfica para padronizar a integridade biológica e suas respostas a múltiplos estressores em sistemas fluviais. *Ecol Indica* 142:109285. 2022

KOHN, J.; SOTO, D. X.; IWANYSHYN, M.; OLSON, B.; KALISCHUK, A.; LORENZ, K.; HENDRY, M. J. Groundwater nitrate and chloride trends in an agriculture-intensive area in southern Alberta, Canada. **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 51, n. 1, p. 47-59, 2016.

KOWE, P.; MUTANGA, O.; DUBE, T. Advancements in the remote sensing of landscape pattern of urban green spaces and vegetation fragmentation. **International Journal of Remote Sensing**, v. 42, n. 10, p. 3797-3832, 2021.

KUMAR, V.; SHAHI, S. K.; FERREIRA, L. F. R.; BILAL, M.; BISWAS, J. K.; BULGARIU,

L. Detection and characterization of refractory organic and inorganic pollutants discharged in biometanated distillery effluent and their phytotoxicity, cytotoxicity, and genotoxicity assessment using *Phaseolus aureus* L. and *Allium cepa* L. **Environmental Research**, v. 201, p. 111551, 2021.

KURT, M. A. Comparison of trace element and heavy metal concentrations of top and bottom soils in a complex land use area. **Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences**, v. 13, n. 1, p. 47-56, 2018.

LAFAGE, D.; BERGMAN, E.; ECKSTEIN, R. L.; ÖSTERLING, E. M.; SADLER, J. P.; PICCOLO, J. J. Local and landscape drivers of aquatic-to-terrestrial subsidies in riparian ecosystems: a worldwide meta-analysis. **Ecosphere**, v. 10, n. 4, p. e02697, 2019.

LAZAROTTO, D. V.; SCHNEIDER, S. I.; BAUCHSPIESS, K.; HOSFTÄTTER, K.; TARONE, V. F.; VOLPATTO, F.; GOLOMBIESKI, J. I. Análise da potabilidade da água em poços rasos no município de Caiçara no Rio Grande do Sul. **Ciência e Natura**, v. 42, p. e86-e86, 2020.

LEDRU, M. P.; CASSINO, R. F.; GOMES, V. D. S.; SFAIR, J. C.; ARAÚJO, F. S. Estimated degradation of the Caatinga based on modern pollen rain deposited in reservoirs. **Acta Botanica Brasilica**, v. 36, 2022.

LENSE, G. H. E.; AVANZI, J. C.; PARREIRAS, T. C.; MINCATO, R. L. Effects of deforestation on water erosion rates in the Amazon region. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 15, n. 4, p. 1-7, 2020.

LI, J.; WANG, W.; WANG, D.; LI, J.; DONG, J. Hydrochemical and Stable Isotope Characteristics of Lake Water and Groundwater in the Beiluhe Basin, Qinghai-Tibet Plateau. **Water**, v. 12, n. 8, p. 2269, 2020.

LI, S.; LU, X. X.; BUSH, R. T. Chemical weathering and CO₂ consumption in the Lower Mekong River. **Science of the Total Environment**, v. 472, p. 162-177, 2014.

LIANG, J.; LIU, J.; YUAN, X.; ZENG, G.; LAI, X.; LI, X.; LI, F. Spatial and temporal variation of heavy metal risk and source in sediments of Dongting Lake wetland, mid-south China. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 50, n. 1, p. 100-108, 2015.

LIMA, A. V.; DOS SANTOS, J. L.; BAGGIO, P. M.; DE ALENCAR, D. B.; DE FREITAS LOPES, G. Survey of Environmental Quality in Three Springs of an Integral Protection Conservation Unit in Manaus-Amazonas. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 6, n. 11, 2019.

LIMA, S. S.; CORDEIRO, J. L.; TEIXEIRA, L. P.; MAIA, R. P.; DA SILVA, M. V. C.; MORO, M. F. Caracterização geográfica e dinâmica de uso da terra da Ibiapaba e seu entorno, Domínio Fitogeográfico da Caatinga. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 5, p. 2500-2524, 2022.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H. F. Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Edusp-Fapesp, 2011, p. 33-44. Hidrologia de matas ciliares. In: Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 2011.

LINGHU, K.; WU, Q.; ZHANG, J.; WANG, Z.; ZENG, J.; GAO, S. Occurrence, distribution and ecological risk assessment of antibiotics in Nanming river: Contribution from wastewater treatment plant and implications of urban river syndrome. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 169, p. 428-436, 2023.

LOBATO, F. A. O.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; CRISOSTOMO, L. A.

Sazonalidade na qualidade da água de irrigação do Distrito Irrigado Baixo Acaraú, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v.39, n.01, p.167-172, 2008.

LOPES, F. B., dos SANTOS, A. T., de ANDRADE, E. M., do NASCIMENTO, D. A.; ARAÚJO, L. D. F. P. Mapa da qualidade das águas do rio Acaraú, pelo emprego do IQA e Geoprocessamento. **Revista Ciência Agronômica**, v.39, n. 3, p. 392-402, 2008.

LUO, F.; LIU, Y.; PENG, J.; WU, J. Assessing urban landscape ecological risk through an adaptive cycle framework. **Landscape and urban planning**, v. 180, p. 125-134, 2018.

MAANAN, M.; SADDIK, M.; MAANAN, M.; CHAIBI, M.; ASSOBEI, O.; ZOURARAH, B. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 616-626, 2015.

MADU, C. N. **Handbook of disaster risk reduction & management: Climate change and natural disasters**. World Scientific Publishing Company, 2017.

MALTCHIK, L.; MEDEIROS, E. S. F. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 16, n. 7, p. 665-677, 2006.

MATEUS, M. V.; GONÇALVES, J. C. S. I.; LOPES JR., G. B.; OKURA, M. H. Análise de incerteza e modelagem de qualidade da água do rio Uberaba, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 37, p. 1-15. 2015. <http://dx.doi.org/10.5327/Z2176-947820159914>

MCDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T.; GROFFMAN, P.; BOHLEN, P.; POUYAT, R. V.; ZIPPERER, W. C.; MEDLEY, K. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. **Urban ecosystems**, v. 1, p. 21-36, 1997.

MEDEIROS, R. M.; DE HOLANDA, R. M. Urbanization and its environmental impacts in the hydrographic basin of the Ipojuca River-PE, Brazil. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing** v. 8, n. 1, p. 41-46, 2018.

MELLO THÉRY, N.; CARON, P. CONTROVERSIES AND TRANSITIONS FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. **Mercator-Revista de Geografia da UFC**, v. 19, n. 3, p. 19027, 2020.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; DE PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, 2020.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MILLER, J. D.; SCHOONOVER, J. E.; WILLIARD, K. W.; HWANG, C. R. Whole catchment land cover effects on water quality in the lower Kaskaskia River watershed. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 221, p. 337-350, 2011.

MINET, E. P.; GOODHUE, R.; MEIER-AUGENSTEIN, W.; KALIN, R. M.; FENTON, O.; RICHARDS, K. G.; COXON, C. E. Combining stable isotopes with contamination indicators: a method for improved investigation of nitrate sources and dynamics in aquifers with mixed nitrogen inputs. **Water research**, v. 124, p. 85-96, 2017.

MONTEL, L. V.; MAIA, C. S. L.; CRUZ, V. D.; SOUZA, J. D. S. D. Erosão do solo e os danos a agricultura e ao meio ambiente. *Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente, Papicu/CE*, v.2, n.3, 2021

MOREIRA, L. F. F.; OLIVEIRA, A. S. D.; LIMA, R. C. D. A.; OLIVEIRA, K. H. N. D. Efeitos da urbanização no sistema fluvial: contaminação do sedimento do leito e da água na bacia do rio Pitimbu, Natal, nordeste do Brasil. 2016.

Nações Unidas. As zonas áridas são mais atingidas pela pobreza do que as regiões mais ricas. Centro de conhecimento. 2020.

NASCHOLD, F. "The poor stay poor": Household asset poverty traps in rural semi-arid India. **World Development**, v. 40, n. 10, p. 2033-2043, 2012.

NICHOL, J. E. An examination of tropical rain forest microclimate using GIS modeling. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 4, p. 69-78. 1994.

NONG, X.; SHAO, D.; ZHONG, H.; LIANG, J. Evaluation of water quality in the South-to-North Water Diversion Project of China using the water quality index (WQI) method. **Water research**, v. 178, p. 115781, 2020.

O'MARA, K.; VENARSKY, M.; STEWART-KOSTER, B.; MCGREGOR, G.; SCHULZ, C.; MARSHALL, J.; KAINZ, M. J. Trophic transfer of lipids and fatty acids across habitats in tropical river food webs. **Freshwater Biology**, v. 67, n. 5, p. 893-911, 2022.

OLIVEIRA SANTOS, J. P.; ABREU, K. G.; ARAÚJO, J. R. E. S.; DE OLIVEIRA SOUSA, V. F.; DE MACÊDO, M. L. A.; DA NOBRIGA TORRES, E. Pressões antrópicas em Floresta Tropical Sazonalmente Seca em área suscetível a desertificação no Nordeste do Brasil. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 16, n. 3, p. 1-14, 2023.

OLIVEIRA, A. M.; DIAS, N. S.; FREITAS, J. J. R.; MARTINS, D. F. F.; RABELO, L. N. Avaliação físico-química das águas do processo de dessalinização de poços salobros e salinos em comunidades rurais do Oeste Potiguar. *Revista Águas Subterrâneas* v. 31, n. 2, p. 58-73, 2017.

OLIVEIRA, G. M. T. D. S. D. **Avaliação da concentração de nutrientes, metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nos sedimentos de fundo do lago água preta (Belém-Pará)**. Tese de Doutorado. Ufra-Campus belém. 2023.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; LIMA, J. E. F. W. Potencial de impacto da agricultura sobre os recursos hídricos na região do cerrado. 2002.

OZTURK, A.; ARICI, O. K. Carcinogenic-potential ecological risk assessment of soils and wheat in the eastern region of Konya (Turkey). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 12, p. 15471-15484, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11697-w>

PEDRAZZI, F. J. M.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊP, M. Spatial and temporal quality of water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 5, n. 01, p. 64, 2013.

PENG, J.; LIU, Y.; LI, T.; WU, J. Regional ecosystem health response to rural land use change: A case study in Lijiang City, China. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 399-410, 2017.

PEREIRA FILHO, M. D.; DE FARIAS ARAÚJO, M. S.; NÓBREGA, A. R. S.; DE LIMA, M. G. M.; DE FARIAS PINTO, Y. M.; DA COSTA, M. V. P.; DA SILVA, A. A. R. Indicadores de qualidade de água de efluente urbano para uso na irrigação. **CONTRIBUCIONES A LAS CIENCIAS SOCIALES**, v. 17, n. 1, p. 683-693, 2024.

PIVIĆ, R.; MAKSIMOVIĆ, J.; DINIĆ, Z.; JARAMAZ, D.; MAJSTOROVIĆ, H.; VIDOJEVIĆ, D.; STANOJKOVIĆ-SEBIĆ, A. Avaliação hidroquímica da água utilizada para irrigação agrícola do solo na área hídrica dos três rios Morava, na República da

Sérvia. **Agronomia**, v. 12, n. 5, p. 1177, 2022.

RAITIF, J.; PLANTEGENEST, M.; AGATOR, O.; PISCART, C.; ROUSSEL, J. M. Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. **Science of the total environment**, v. 644, p. 594-601, 2018.

RAMOS, S. M.; GIUSTI, D. A.; ROSA FILHO, E. F. D. Influência da geologia local no quimismo de águas superficiais e de sedimentos fluviais. **XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos Anais. São Paulo**, 2015.

REDO, D.; AIDE, T. M.; CLARK, M. L. Vegetation change in Brazil's dryland ecoregions and the relationship to crop production and environmental factors: Cerrado, Caatinga, and Mato Grosso, 2001–2009. **Journal of Land Use Science**, v. 8, n. 2, p. 123-153, 2013.

RUTLEDGE, J. M.; CHOW-FRASER, P. Landscape characteristics driving spatial variation in total phosphorus and sediment loading from sub-watersheds of the Nottawasaga River, Ontario. **Journal of environmental management**, v. 234, p. 357-366, 2019.

SANTOS, A. C. Noções de Hidroquímica. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; MEMETRIO, J. G. A. **Hidrologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM. p. 325-357. 2008.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. L. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n.3, p.329-338, 2008.

SATHLER, D. Understanding human development, poverty and water scarcity patterns in the Brazilian Semi-arid through cluster analysis. **Environmental Science & Policy**, v. 125, p. 167-178, 2021.

SCHMUTZ, S.; MOOG, O. Dams: ecological impacts and management. **Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future**, p. 111-127, 2018.

SCHNEIDER, S. I.; GOLOMBIESKI, J. I.; SEBEN, D.; MENEGAZZO, K. C.; WASTOWSKI, A. D.; DE BORBA, W. F.; MEDEIROS, R. C. Water quality in individual groundwater supply systems in Southern Brazil. **Ciência e Natura**, v. 43, p. e65-e65, 2021.

SCHULZ, C.; KOCH, R.; CIERJACKS, A.; KLEINSCHMIT, B. Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain—Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001–2012). **Journal of Arid Environments**, v. 136, p. 54-74, 2017.

SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol:evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density and magnetic fractionations. **Soil Science**, v.162, n.11, p. 795-807, 1997.

SHOMAR, B. H. Trace elements in major solid-pesticides used in the Gaza Strip. **Chemosphere**, v. 65, n. 5, p. 898-905, 2006.

SILVA, G. H. G. D., & CAMARGO, A. F. M. A Bacia do Rio Apodi-Mossoró: aspectos ambientais, sociais e econômicos de uma bacia hidrográfica no semiárido do Rio Grande do Norte. 2022.

SILVA, J. L. B.; DE ALBUQUERQUE MOURA, G. B.; DA SILVA, M. V.; DE OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; JARDIM, A. M. D. R. F.; REFATI, D. C.; SANTOS, R. C. Environmental degradation of vegetation cover and water bodies in the semiarid region of the Brazilian Northeast via cloud geoprocessing techniques applied to orbital data. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 121, p. 104164, 2023.

SILVA, L. B. DA; MEZZOMO, M. D. M.; GONÇALVES, M. S. Diagnóstico Geoambiental em Nascentes: estudo de caso em Campo Mourão –Paraná. *Revista Acta Geográfica*, v. 13, n. 31, p.52-65, 2019. Disponível em: <<https://revista.ufrr.br/actageo/issue/view/263>>.

SILVA, M. V. D.; PANDORFI, H.; LOPES, P. M. O.; SILVA, J. L. B. D.; ALMEIDA, G. L. P.; SILVA, D. A. D. O.; SANTOS, A.; RODRIGUES, J. A. M.; BATISTA, P. H. D.; JARDIM, A. M. D. R. F. Pilot monitoring of caatinga spatial-temporal dynamics through the action of agriculture and livestock in the brazilian semiarid. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 19, p. 100353, 2020.

SILVA-FILHO, E. V.; GOMES, O. V.; MARQUES, E. D.; SOUZA, M. D. Influência antrópica nas águas superficiais da cidade de Três Rios-RJ. **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 1, p. 77-77, 2013

GOMES, P. M.; Melo, C.; Vale, V. S. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia/MG: análise macroscópica. *Revista Sociedade & Natureza*, Uberlândia, MG, v. 17, n. 32, p. 103-120, 2005.

Silveira, R. D., Santos, J. D., & Souza, A. C. Estudo das condições ambientais de nascentes próximas a área urbana do município de Umbaúba/Se: visão macroscópica. **Brazilian Journal of Development, Curitiba, PR**, v. 5, n. 7, p. 9119-9126, 2019.

SIM, S. F.; LING, T. Y.; NYANTI, L.; GERUNSIN, N.; WONG, Y. E.; KHO, L. P. Assessment of heavy metals in water, sediment, and fishes of a large tropical hydroelectric dam in Sarawak, Malaysia. **Journal of Chemistry**, v. 2016, p. 1-10, 2016.

Singh, M., Müller, G., & Singh, I. B. Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga Plain, India. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 141, p. 35-54, 2002.

SORIA, M.; GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C.; BONADA, N.; ACOSTA, R.; RODRÍGUEZ-LOZANO, P.; FORTUÑO, P.; CID, N. Natural disturbances can produce misleading bioassessment results: Identifying metrics to detect anthropogenic impacts in intermittent rivers. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 2, p. 283-295, 2020.

SOUZA, F. H. F. D. Avaliação físico-química, microbiológica e quantificação de metais em águas superficiais no ribeirão Taquaruçu grande, Palmas-TO. 2021

STETS, E. G.; SPRAGUE, L. A.; OELSNER, G. P.; JOHNSON, H. M.; MURPHY, J. C.; RYBERG, K.; RISKIN, M. L. Landscape drivers of dynamic change in water quality of US rivers. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 7, p. 4336-4343, 2020.

STEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3ª edição. **Interciência, Rio de Janeiro**, p. 790, 2011.

SYEED, M. M.; HOSSAIN, M. S.; KARIM, M. R.; UDDIN, M. F.; HASAN, M.; KHAN, R. H. Surface water quality profiling using the water quality index, pollution index and statistical methods: A critical review. *Environmental and Sustainability Indicators*, V. 18. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100247>.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017, 573 p.

TOPI, T.; BANI, A.; MALLTEZI, J. E. SULCE, S. Metais Pesados no Solo, Sedimentos, Mexilhões e Água da Lagoa Butrinti (Albânia). *Ambiente Fresenius. Touro*. 21 (10A), 3042–3051. 2012

TRAVASSOS, I. S.; DE SOUZA, B. I. Os negócios da lenha: indústria, desmatamento e

desertificação no Cariri paraibano. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 18, n. 2, p. 329-340, 2014.

TUCCI, C. E. M. Usos e impactos dos recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M., MENDES, C. A. Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica. São Paulo: Ministério do Meio Ambiente (Secretaria de Qualidade Ambiental)/Rhama Consultoria Ambiental, 2006

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Toxicological Review of Hexavalent Chromium**. Washington, 1998. 70p.

VALLE, I. C.; BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F. Influência da conectividade dos fragmentos florestais e da largura da vegetação ripária sobre a fauna de macroinvertebrados em um ecossistema lótico. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, p. 231-238, 2013.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Corrégo Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.55-64, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 2014.

WANG, B.; DING, M.; LI, S.; LIU, L.; AI, J. Assessment of landscape ecological risk for a cross-border basin: A case study of the Koshi River Basin, central Himalayas. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106621, 2020.

WANG, J.; DENG, P.; WEI, X.; ZHANG, X.; LIU, J.; HUANG, Y.; CHEN, D. Hidden risks from potentially toxic metal (loid) s in paddy soils-rice and source apportionment using lead isotopes: A case study from China. **Science of The Total Environment**, v. 856, p. 158883, 2023.

WANG, Y.; YANG, L.; KONG, L.; LIU, E.; WANG, L.; ZHU, J. Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China. **Catena**, v. 125, p. 200-205, 2015.

WEI, Y.; ZHANG, H.; YUAN, Y.; ZHAO, Y.; LI, G.; ZHANG, F. O efeito indireto do acúmulo de nutrientes intensificou o risco de toxicidade de metais em sedimentos da rede fluvial urbana. *Environ Sci Pollut Res Int* 27:6193–6204, 2020

WEN, C.; ZHAN, Q.; ZHAN, D.; ZHAO, H.; YANG, C. Spatiotemporal evolution of lakes under rapid urbanization: a case study in Wuhan, China. **Water**, v. 13, n. 9, p. 1171, 2021.

WINKLER, K.; FUCHS, R.; ROUNSEVELL, M.; HEROLD, M. Global land use changes are four times greater than previously estimated. **Nature communications**, v. 12, n. 1, p. 2501, 2021.

XIA, C.; LIU, G.; WANG, Z.; MENG, Y.; CHEN, K.; SONG, H.; MEI, J. Distribution of hydrogen and oxygen stable isotopes and pollution indicators in water during a monsoon transitional period in Min River Basin. **Science of The Total Environment**, v. 782, p. 146780, 2021.

XIAO, R.; LIU, Y.; FEI, X.; YU, W.; ZHANG, Z.; MENG, Q. Ecosystem health assessment: A comprehensive and detailed analysis of the case study in coastal metropolitan region, eastern China. **Ecological indicators**, v. 98, p. 363-376, 2019.

YALCIN, M. G.; COSKUN, B.; NYAMSARI, D. G.; YALCIN, F. Geomedical, ecological risk, and statistical assessment of hazardous elements in shore sediments of the Iskenderun Gulf, Eastern Mediterranean, Turkey. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, p. 1-28, 2019. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8435-5>

YANG, H. J.; JEONG, H. J.; BONG, K. M.; JIN, D. R.; KANG, T. W.; RYU, H. S.; HAN, J. H.; YANG, W. J.; JUNG, H.; HWANG, S. H.; NA, E. H. Matéria orgânica e metais pesados em sedimentos fluviais da costa sudoeste da Coreia: distribuições espaciais , poluição e avaliação de riscos ecológicos. *Poluição de março Bull* 159:111466, 2020

YANG, X.; J. I. A, C.; YANG, F.; YANG, H.; YAO, Y. Spatio-temporal variation of groundwater pollution in urban wetlands and management strategies for zoning. **Journal of Environmental Management**, v. 342, p. 118318, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118318>.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

ZAMBERLAN, João Fernando. Caracterização de águas de reservatórios superficiais para uso em microirrigação. 2007. 88p. (Mestrado em engenharia agrícola) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2007.

ZENG, J.; HAN, G.; ZHANG, S.; QU, R. Nitrate dynamics and source identification of rainwater in Beijing during rainy season: Insight from dual isotopes and Bayesian model. **Science of the Total Environment**, v. 856, p. 159234, 2023.

ZENG, J.; HAN, G.; ZHANG, S.; XIAO, X.; LI, Y.; GAO, X.; QU, R. Rainwater chemical evolution driven by extreme rainfall in megacity: Implication for the urban air pollution source identification. **Journal of Cleaner Production**, v. 372, p. 133732, 2022.

ZHANG, H.; SUN, J.; DENG, W.; PENG, L. Ecosystem health: Assessment framework, spatial evolution, and regional optimization in Southwest China. **Chinese Geographical Science**, v. 30, p. 142-156, 2020.

ZHANG, L. L.; SHE, J. Y.; LI, R. Changes of land use and landscape pattern in wuzhishan during 1998-2010. **Journal of Northwest Forestry University**, v. 31, n. 1, p. 221-225,249, 2016.

ZHANG, Z.; JUYING, L.; MAMAT, Z.; QINGFU, Y. Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 126, p. 94-101, 2016.

ZHAO, G.; KONDOLF, G. M.; MU, X.; HAN, M.; HE, Z., RUBIN, Z.; SUN, W. Sediment yield reduction associated with land use changes and check dams in a catchment of the Loess Plateau, China. **Catena**, v. 148, p. 126-137, 2017.

ZHAO, W.; YIN, C.; HUA, T.; MEADOWS, M. E.; LI, Y.; LIU, Y.; FU, B. Achieving the Sustainable Development Goals in the post-pandemic era. **Humanities and Social Sciences Communications**, v. 9, n. 1, p. 1-7, 2022.

ZHU, S.; ZHANG, F.; ZHANG, Z.; KUNG, H. T.; YUSHANJIANG, A. Hydrogen and oxygen isotope composition and water quality evaluation for different water bodies in the Ebinur Lake watershed, Northwestern China. **Water**, v. 11, n. 10, p. 2067, 2019.

ZIPPERER, W. C.; GUNTENSPERGEN, G. R. Vegetation composition and structure of forest patches along urban-rural gradients. **Ecology of cities and towns: a comparative approach**. Cambridge University Press, New York, p. 274-286, 2009.

CUNHA, V. T.; FERREIRA, L. L. N.; DE AQUINO LEMOS FILHO, L. C.; BEZERRA, J. M. Percepção Socioambiental e Estado de Preservação das Nascentes do Rio Apodi-Mossoró. **Revista Geotemas**, v. 13, p. e02323-e02323, 2023.

PINHEIRO, A. F. C.; FREIRE, D. F. G.; CAVALCANTE, I. N.; OLIVEIRA, R. M.; DE ARAÚJO, K. V. Qualidade da água e aspectos construtivos dos poços do aquífero aluvionar do rio Jaguaribe, município de São João do Jaguaribe, Ceará. **Derbyana**, v. 44, 2023.

ESTEVEES, F.A. Fundamentos de limnologia. Interciência, Rio de Janeiro, 3ª ed., 826 p. 2011

CHEN, Q.; CHEN, J.; WANG, J.; GUO, J.; JIN, Z.; YU, P.; MA, Z. In situ, high-resolution evidence of phosphorus release from sediments controlled by the reductive dissolution of iron-bound phosphorus in a deep reservoir, southwestern China. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 39-45, 2019.

ZHANG, S.; ZHAO, Y.; ZHOU, C.; DUAN, H.; WANG, G. Dynamic sulfur–iron cycle promoted phosphorus mobilization in sediments driven by the algae decomposition. **Ecotoxicology**, v. 30, p. 1662-1671, 2021.

CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LIKENS, G. E. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009.

BEUTEL, M.; FUHRMANN, B.; HERBON, G.; CHOW, A.; BROWER, S.; PASEK, J. Cycling of methylmercury and other redox-sensitive compounds in the profundal zone of a hypereutrophic water supply reservoir. **Hydrobiologia**, v. 847, p. 4425-4446, 2020.

HAN, C.; DING, S.; YAO, L.; SHEN, Q.; ZHU, C.; WANG, Y.; XU, D. Dynamics of phosphorus–iron–sulfur at the sediment–water interface influenced by algae blooms decomposition. **Journal of Hazardous Materials**, v. 300, p. 329-337, 2015.

ZHOU, Z.; HENKEL, S.; KASTEN, S.; HOLTAPPELS, M. The iron “redox battery” in sandy sediments: Its impact on organic matter remineralization and phosphorus cycling. **Science of the Total Environment**, v. 865, p. 161168, 2023.

ROTHER, M.; KLEEGERG, A.; HUPFER, M. The occurrence, identification and environmental relevance of vivianite in waterlogged soils and aquatic sediments. **Earth-Science Reviews**, v. 158, p. 51-64, 2016.

POLETO, C.; MARTINEZ, L. L. G.; POLETO, C.; MARTINEZ, L. L. G. Sedimentos urbanos: ambiente e água. **Holos Environment**, v. 11, n. 1, p. 01-15, 2011.

SARI, V.; POLETO, C.; CASTRO, N. M. D. R. Caracterização dos processos hidrossedimentológicos em bacias rurais e urbanas. **Enciclopédia Biosfera. Goiânia, GO. Vol. 9, n. 16 (2013), p. 596-624, 2013.**

MNA, H. B.; HELALI, M. A.; OUESLATI, W.; AMRI, S.; ALEYA, L. Spatial distribution, contamination assessment and potential ecological risk of some trace metals in the surface sediments of the Gulf of Tunis, North Tunisia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, p. 112608, 2021.

PARIZOTTO, D. **Avaliação dos teores de Carbono Orgânico Total, granulometria e elementos químicos nos sedimentos em três reservatórios sofridos por pressões antrópicas no estado de São Paulo.** 2021. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

WINSTON, R. J.; WITTER, J. D.; TIRPAK, R. A. Measuring sediment loads and particle size distribution in road runoff: implications for sediment removal by stormwater control measures. **Science of the Total Environment**, v. 902, p. 166071, 2023

YARMOSHENKO, I.; MALINOVSKY, G.; BAGLAEVA, E.; SELEZNEV, A. A. landscape study of sediment formation and transport in the urban environment. **Atmosphere**, v. 11, n. 12, p. 1320, 2020.

- RUSSELL, K. L.; VIETZ, G. J.; FLETCHER, T. D. Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds. **Earth-Science Reviews**, v. 168, p. 73-80, 2017.
- GENG, M.; QIAN, Z.; JIANG, H.; HUANG, B.; HUANG, S.; DENG, B.; ZENG, J. Assessing the impact of water-sediment factors on water quality to guide river-connected lake water environment improvement. **Science of The Total Environment**, v. 912, p. 168866, 2024.
- WIJESIRI, B.; LIU, A.; HE, B.; YANG, B.; ZHAO, X.; AYOKO, G.; GOONETILLEKE, A. Behaviour of metals in an urban river and the pollution of estuarine environment. **Water research**, v. 164, p. 114911, 2019.
- MIRANDA, L. S.; WIJESIRI, B.; AYOKO, G. A.; EGODAWATTA, P.; GOONETILLEKE, A. Water-sediment interactions and mobility of heavy metals in aquatic environments. **Water Research**, v. 202, p. 117386, 2021.
- TOMCZAK, W.; BOYER, P.; KRIMISSA, M.; RADAKOVITCH, O. Kd distributions in freshwater systems as a function of material type, mass-volume ratio, dissolved organic carbon and pH. **Applied Geochemistry**, v. 105, p. 68-77, 2019.
- FENG, C.; GUO, X.; YIN, S.; TIAN, C.; LI, Y.; SHEN, Z. Heavy metal partitioning of suspended particulate matter–water and sediment–water in the Yangtze Estuary. **Chemosphere**, v. 185, p. 717-725, 2017.
- KOMOSA, A. River sediment contamination with plutonium isotopes and heavy metals in Lublin agglomeration (Poland). **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 8, n. 3, p. 155-160, 1999.
- SENZE, M.; KOWALSKA-GÓRALSKA, M.; CZYŻ, K. Cations (Ca, Mg, Na, K) in Bottom Sediment of the Lower Silesian Dam Reservoir. **Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis**, v. 68, n. 4, 2020.
- ADUWO, A. I.; ADESAKIN, T. A.; OYEWALE, A. T.; ADENIYI, I. F. Assessing the impact of anthropogenic influences on the sediment quality of Owalla Reservoir, Southwest, Nigeria. **PLOS Water**, v. 2, n. 10, p. e0000135, 2023.
- BELLO, I. P.; DE SOUZA, G. R.; DE MENEZES, J. P. C.; DE OLIVEIRA, M. C. F.; DE OLIVEIRA, L. F. C. Qualidade De Água E De Estado Trófico Do Ribeirão Vermelho Em Lavras, MG. **Sustentare**, v. 5, n. 1, p. 32-48, 2021.
- DOS SANTOS, J. P.; MACEDO, D. R. Influências da composição e estrutura da paisagem sobre a qualidade da água em múltiplas extensões temporais e espaciais na unidade hidrológica do rio Doce em Minas Gerais. **Revista Espinhaço**, 2024.
- HINATA, S.; BASSO, L. A.; WENTZ, A. E. P.; WINK, L. F. Bacia Hidrográfica Do Rio Dos Sinos (Rs): Influência Do Uso E Cobertura Do Solo Sobre A Qualidade Da Água. **GEOgraphia**, v. 25, n. 55, 2023.