

VARIAÇÃO NICTEMERAL DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UM ESPELHO D'ÁGUA DE CAPTAÇÃO PLUVIAL

Thayane Vitoria Wilmsen Eberhardt¹

Gilza Maria de Souza Franco²

RESUMO

A construção de açudes a partir da captação de água da chuva pode ser uma alternativa eficaz, especialmente em áreas urbanas, pois permitem o armazenamento e a conservação da água por períodos variáveis, dependendo do uso e da taxa de evaporação. Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade da água de um açude de captação pluvial recém-construído na variação ao longo do ciclo nictemeral, considerando parâmetros físicos, químicos e biológicos. Foram realizadas quatro coletas durante o verão em dois pontos do açude com periodicidade semanal. As análises físicas e químicas da água foram comparadas com os valores preconizados pela Resolução CONAMA 357/05 para água doce de classe II. Durante o período foram coletados nas margens do açude os invertebrados aquáticos, sendo essas coletas de periodicidade semanal, porém em apenas um horário do dia. Os invertebrados foram classificados utilizando o BMWP (Biological Monitoring Working Party) que se baseia em pesos para cada família de acordo com o grau de tolerância e sensibilidade à poluição. Os resultados indicaram que o pH, oxigênio dissolvido e fósforo apresentaram discrepância com os valores da Resolução CONAMA 357/05 em pelo menos uma das amostras. Os valores de nitrito foram elevados em todas as amostras, no entanto, a amônia manteve-se dentro dos limites permitidos. A temperatura se manteve elevada no período de monitoramento, especialmente em lagos rasos em áreas abertas. O índice BMWP indicou uma água de qualidade “muito crítica”, “crítica” e “duvidosa”. Dessa forma, os resultados evidenciam que a morfologia do ambiente exerce influência significativa sobre a qualidade da água, visto que é um ambiente recentemente alterado, com pouca estrutura e em fase de formação.

Palavras-Chaves: Monitoramento; Macroinvertebrados Bentônicos; CONAMA 357/05.

ABSTRACT

The construction of dams for rainwater harvesting can be an effective alternative, especially in urban areas, as they allow for the storage and conservation of water for varying periods, depending on use and evaporation rates. Thus, this study aims to evaluate the water quality of a newly constructed rainwater harvesting dam throughout the nycthemeral cycle, considering physical, chemical, and biological parameters. Four collections were made during the summer at two points in the dam on a weekly basis. The physical and chemical analyses of the water were compared with the values prescribed by CONAMA Resolution 357/05 for Class II freshwater. During the period, aquatic invertebrates were collected from the margins of the dam, with these collections taking place weekly, but only at one time of day. The invertebrates

¹Graduanda do Curso de Ciências Biológicas, Licenciatura na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), campus Realeza. Email: thayanevitoriawilmsen@hotmail.com

²Doutora em Ciências, docente Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Realeza.

were classified using the BMWP (Biological Monitoring Working Party) which is based on weights for each family according to their degree of tolerance and sensitivity to pollution. The results indicated that pH, dissolved oxygen, and phosphorus showed discrepancies with the values of Resolution CONAMA 357/05 in at least one of the samples. Nitrite levels were high in all samples; however, ammonia remained within allowed limits. The temperature remained high during the monitoring period, especially in shallow lakes in open areas. The BMWP index indicated water quality as "very critical," "critical," and "questionable." Thus, the results show that the morphology of the environment has a significant influence on water quality, given that it is a recently altered environment, with little structure and in a phase of formation.

Keywords: Monitoring; Benthic Macroinvertebrates; CONAMA 357/05.

1. INTRODUÇÃO

O aumento populacional, a degradação dos recursos hídricos e o uso irracional da água, somados ao manejo inadequado, têm desempenhado um papel significativo na redução da disponibilidade de água nos mananciais hídricos (Oliveira et al., 2012). Desta forma, é crescente a necessidade de buscar alternativas para armazenamento e preservação da água. Um sistema de drenagem exerce um papel essencial no manejo das águas pluviais e dos recursos hídricos da superfície e do subterrâneo, auxiliando na preservação ambiental e na prevenção de impactos, como enchentes em regiões altamente povoadas (Siqueira, 2023). O uso de água oriunda dos telhados de casas e comércio é bastante difundido na região Nordeste do Brasil, devido à escassez de água e baixa precipitação nesta região (Assis, 2012; Farto; Silva 2020).

A construção de açudes a partir da captação de água da chuva pode ser uma alternativa eficaz, especialmente em áreas urbanas. Os açudes apresentam-se de grande importância, pois permitem o armazenamento e a conservação da água por períodos variáveis, dependendo do uso e da taxa de evaporação (Silva et al., 2007). O acúmulo de água em açudes, independentemente de sua capacidade seja pequena, média ou grande, representa um passo essencial para minimizar os impactos das estiagens (Santos, 2012) e podem auxiliar na regulação da temperatura e umidade. O autor Santos (2012) destaca que os açudes possuem diversas finalidades, como o abastecimento público; a irrigação de terras; recreação; agricultura de vazante; navegação; piscicultura; aproveitamento hidroelétrico. Para garantir a sustentabilidade desses reservatórios, é essencial adotar uma exploração racional e implementar técnicas de preservação adequadas, sendo a estimativa de ganhos e perdas

hídricas ao longo do tempo um fator crucial para a realização de um manejo eficiente (Silva et al., 2007).

Para além da quantidade, conhecer e monitorar a qualidade da água é essencial para a saúde dos ecossistemas e população. Assim, é necessário implementar monitoramentos contínuos para acompanhar a variação sazonal e pontual das variáveis físicas, químicas e biológicas da água. O monitoramento garante a qualidade da água para os diversos usos, além de propiciar uma resposta rápida quando houver necessidade de manejo. Açudes pequenos, do tipo espelho d'água, podem variar suas características durante um ciclo diário. Essa variação pode ser atribuída à fonte que abastece o açude, bem como interferências da bacia de drenagem. No caso de açudes formados por água da chuva, a qualidade da água armazenada depende também, das características do telhado por onde escoar (Teixeira et al., 2017).

O monitoramento nictemeral determina tanto variações no comportamento dos organismos quanto os fatores físicos e químicos da água durante um período de 24 horas (Santos et al. 2010), sendo possível compreender os corpos hídricos por meio de uma análise da dinâmica diária das variações limnológicas (Lima; Fernandes, 2016). Por meio da avaliação tradicional dos dados, é possível observar que os parâmetros apontam variações temporais ao longo dos dias, determinando que as características de um dia são significativamente diferentes das dos outros (Carvalho et al., 2016). Essas alterações na composição natural dos sistemas aquáticos podem acarretar o aumento ou diminuição dos organismos, como os macroinvertebrados bentônicos que podem sofrer alterações em sua abundância relacionado com a concentração de oxigênio e a temperatura da água (Fulan et al., 2009).

As comunidades ou organismos vivos podem ser bioindicadores usados para avaliar a qualidade da água, pois sua presença, ausência ou alterações em suas populações podem indicar condições ambientais específicas (Lima et al., 2020). A análise de bioindicadores é uma abordagem valiosa, pois oferece informações diretas sobre o impacto das condições ambientais na biota aquática (Pelli, 2001). Dentre os diversos indicadores biológicos, os macroinvertebrados bentônicos são usados como indicadores da qualidade da água, uma vez que suas populações e diversidade podem refletir sobre a saúde dos ecossistemas aquáticos (König et al., 2008). A coletividade de organismos bentônicos refere-se aos organismos que habitam o fundo de corpos d'água continentais, como rios e lagos (Hamada; Nessimian; Querino, 2014; Araújo, 2018).

O termo macroinvertebrados refere-se à fauna de invertebrados que pode ser retida em uma malha de tamanho específico, geralmente 0,5 mm (Colpo; Brasil; Camargo, 2009). Os

principais grupos são os moluscos, anelídeos, larvas de insetos e crustáceos, especialmente dos grupos dos anfípodas e isópodos (Esteves, 1998). Ainda segundo Araújo (2018), esses organismos desempenham um papel importante na avaliação e monitoramento dos impactos das atividades humanas nos ecossistemas aquáticos continentais. A remoção ou substituição da zona ripária tem um efeito negativo direto sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos (Tundisi; Tundisi, 2008; Paula; Fonseca-Gessner, 2010; Hamada; Nessimian; Querino, 2014), surtindo efeito em sua estrutura e composição (Yoshimura, 2007).

A composição e abundância dos macroinvertebrados bentônicos são influenciadas por uma série de fatores, incluindo as características do sedimento, morfologia das margens, profundidade, natureza química do substrato, vegetação, competição entre espécies e disponibilidade de fontes alimentares (Queiroz; Trivinho-Strixino; Nascimento, 2000). Quando as áreas de vegetação ripária são removidas, o solo fica exposto à ação direta da chuva, do vento e da água dos rios, aumentando a suscetibilidade à erosão, com isso, pode levar ao soterramento dos substratos (Hamada; Nessimian; Querino, 2014), como perifiton, folhas, restos vegetais ou matéria orgânica, afetando a disponibilidade de habitats e recursos para os macroinvertebrados bentônicos (Tundisi; Tundisi, 2008).

Os macroinvertebrados bentônicos podem ser classificados em três grupos principais com base em sua tolerância à poluição e alterações ambientais: organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes (Goulart; Callisto, 2003; Araújo, 2018). Os organismos sensíveis ou intolerantes, como mencionado anteriormente, podem ser chamados de "bioindicadores de boa qualidade de água". Esses organismos são altamente sensíveis à poluição e requerem condições ambientais saudáveis para sobreviver (Santos, 2019). Eles são frequentemente encontrados no fundo dos rios, debaixo de pedras ou em outros substratos, em águas limpas e com altos níveis de oxigênio dissolvido (Araújo, 2018). Os organismos tolerantes têm dominância nos locais mais degradados de um ecossistema aquático, suportando condições iniciais de poluição ou alterações ambientais (Hamada; Nessimian; Querino, 2014). Esses organismos tolerantes podem ser encontrados em uma variedade de habitats aquáticos, incluindo o fundo dos rios, debaixo de pedras, nas margens ou nadando nas águas (Araújo, 2018). Por fim, os autores explicam os organismos resistentes, que podem ser chamados de "bioindicadores de má qualidade de água", pois são capazes de sobreviver em ambientes altamente poluídos e perturbados. Eles podem ser encontrados no fundo dos rios, enterrados na areia ou lama, em uma ampla faixa de condições de qualidade da água, desde águas relativamente limpas até ambientes extremamente sujos e com falta de oxigênio (Araújo, 2018; Santos, 2019).

A queda na qualidade da água e a perda de biodiversidade aquática ocasiona uma desestruturação do ambiente físico, químico e a alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (Goulart; Callisto, 2003). A partir do monitoramento de variações nictemerais de parâmetros físico-químicos e biológicos, se torna viável o manejo e a gestão para o aumento da vida útil do corpo d'água, além de amenizar os impactos ambientais sobre este (Lima; Fernandes, 2016).

Considerando que a qualidade da água da chuva armazenada depende das características do telhado por onde escoar, a bacia de drenagem também pode contribuir com essa qualidade. Tendo em conta, que o açude pluvial da Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Realeza tem como função o paisagismo e a melhoria do microclima, este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água de um açude de captação pluvial recém-construído na variação ao longo do ciclo nictemeral, considerando parâmetros físicos, químicos e biológicos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 LOCAL DO ESTUDO

O estudo foi realizado em um açude de captação pluvial recém-construído (Figura 1), com profundidade média de 1,50 metros e área de 1.300 m², apresentando uma capacidade aproximada de 1.950.000 litros de água. O açude está localizado na Universidade Federal da Fronteira Sul – *Campus Realeza*.



Figura 1 - Açude de captação pluvial na UFFS, *campus* Realeza, Paraná.

Fonte: Fotografia registrada pela autora (2025)

O município de Realeza, compreende a região Sudoeste do Paraná (Alt. 520 m, latitude de 25° 46' 08" Sul e Longitude de 53° 31' 57" W), no domínio do Terceiro Planalto Paranaense (Prefeitura Municipal de Realeza, 2014), com uma área de 355,579 km² (IPARDES, 2025) e uma população total de 19.903 habitantes, possuindo uma densidade demográfica de 54,46 hab./km² (IBGE, 2024).

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

A amostragem da água e macroinvertebrados foi realizada entre os dias 08 de fevereiro a 02 de março do ano de 2025. As coletas foram realizadas com periodicidade semanal, totalizando quatro amostragens, sempre no mesmo dia da semana, a fim de manter a regularidade e reduzir variações sazonais de curto prazo.

As amostragens coletadas de água e macroinvertebrados ocorreram em dois pontos do açude, denominados ponto 1 (P1) entrada da água pluvial no açude e ponto 2 (P2) localizado na saída da água do açude. Para a água, cada amostragem seguiu um protocolo de coletas em diferentes horários ao longo de um ciclo nictemeral (período de 24 horas), especificamente às 12h00, 18h00, 00h00 e 06h00, permitindo a avaliação das variações diurnas e noturnas nos parâmetros da qualidade da água. Ao final do período de estudo, foram realizadas 32 coletas no total (2 pontos x 4 horários x 4 amostragens), permitindo a avaliação detalhada das variações espaço-temporais dos parâmetros de qualidade da água. No entanto, para os invertebrados bentônicos foi realizada apenas uma amostragem em cada dia, totalizando quatro coletas.

2.3. COLETA DE DADOS

Em cada ponto amostral/horário foi medido em campo as variáveis pH, temperatura da água (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), potencial de oxidação-redução (mV) e sólidos totais dissolvidos (STD, mg.L^{-1}) utilizando a sonda multiparâmetro portátil da marca Hanna Instruments, modelo HI 98194. Para o oxigênio dissolvido (OD, em mg.L^{-1}) foi utilizado um oxímetro digital da marca Alfakit, modelo AT 160 SP Microprocessado. Em campo, também foi observada a transparência da água de forma visual, atribuindo os conceitos de alta, média e baixa visibilidade.

Para as demais variáveis a coleta de amostras de água foi realizada com uma garrafa de Van Dorn de 1,8 L. As amostras foram transferidas para recipientes previamente

higienizados e identificados, sendo posteriormente encaminhadas ao Laboratório da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) - *campus* Realeza, sendo armazenados em uma geladeira comum até o momento da análise. Nessa etapa, foram determinados os teores de amônia (mg.L^{-1}), nitrito (mg.L^{-1}) e fósforo (mg.L^{-1}) por meio de medidores digitais da marca Hanna Checker, e a turbidez, utilizando um turbidímetro digital de bancada da marca MS Tecnopon®.

A coleta de invertebrados aquáticos foi realizada com rede de arrasto em dois intervalos de cinco minutos. A técnica baseou-se no deslocamento da rede sobre o fundo do corpo d'água, promovendo a retenção de invertebrados que habitam sobre ou dentro dos sedimentos. Após a coleta, o material foi submetido à lavagem e pré-triagem no próprio local, sendo posteriormente acondicionado em álcool 70% e encaminhado ao laboratório da UFFS. Em laboratório a triagem foi realizada com o auxílio de um microscópio estereoscópico. Os macroinvertebrados bentônicos foram identificados ao nível de família ou menor nível taxonômico, através do uso de chaves de identificação (ex. McCafferty, 1981; Pérez, 1998; Mugnai; Nessimian; Baptista, 2010).

2.4. ANÁLISE DE DADOS

Os dados foram armazenados e organizados na planilha do software Excel e discutidos com base no que orienta a Resolução CONAMA nº 357/2005 a qual se aplica às águas doces da classe II. Nesse contexto, as águas da classe II são aquelas destinadas à criação de animais e recreação humana, excluindo-se o consumo humano direto.

Para a determinação da qualidade da água foi utilizado o “Biological Monitoring Working Party” (BMWP) que se baseia em pesos para cada família de acordo com o grau de tolerância e sensibilidade à poluição (Zamora-Munoz; Alba-Tercedor, 1996). Para esse estudo foi considerado o índice BMWP’ (anexo A e B) adaptado por Loyola (2000) para os rios do Estado do Paraná. Para avaliação da estrutura da comunidade foram calculados o índice de diversidade (H') segundo Shannon e Wiener (1963), equitabilidade (E) segundo Pielou (1975).

Antes da aplicação dos testes estatísticos, os dados foram submetidos à análise de normalidade e homocedasticidade por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando os dados obedeciam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias, era aplicada a análise de variância (ANOVA one-way), com

nível de significância de 5% ($p \leq 0,05$), para testar diferenças nas variáveis abióticas em relação aos horários de coleta, seguida do teste de comparações múltiplas de Tukey ($p \leq 0,05$).

RESULTADO E DISCUSSÃO

3.1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

Com base nos dados estatísticos, não foi verificado diferença entre os dois pontos de coleta (P1 e P2) nem entre os diferentes horários amostrados. Esse resultado pode estar associado ao período do ano em que o monitoramento foi realizado e às características do ambiente estudado, um lago raso, com pouca estrutura física e ausência de vegetação natural, o que favorece a homogeneidade das condições ambientais.

A temperatura da água, durante as quatro amostragens realizadas ao longo de um ciclo nictemeral, variou entre 28,09 °C e 33,15 °C, sendo considerada elevada (Figura 2A). A primeira coleta ocorreu em dia nublado com garoa prévia. Na segunda, o tempo estava ensolarado com poucas nuvens e houve redução de 80 cm no nível da água. O terceiro dia foi marcado por chuvas intensas e ventos fortes, elevando o nível em 50 cm. No último monitoramento, o tempo seguiu ensolarado, com nova redução de 45 cm. Os valores se mantiveram altos mesmo em horários distintos e com os fatores externos de temperatura. O açude sendo um ambiente novo com pouca estrutura e principalmente com a ausência de vegetação natural, favorece a absorção e reflexão da luz solar diretamente na água, contribuindo para o aumento da temperatura, visto que, a contribuição da floresta para o ambiente aquático é fundamental (Nin; Ruppenthal; Rodrigues, 2007). Um estudo realizado em Três Lagoas (MS) também registrou resultados semelhantes durante o verão em alguns pontos de monitoramento na bacia hidrográfica do córrego Moeda, especificamente no ponto 8, que possui a penetração total da radiação solar (Souza; Silva; Pinto, 2020). Além disso, o açude foi impermeabilizado com uma lona preta, que tem como característica de absorver calor proveniente da radiação solar ao longo do dia, o que contribui para o aumento da temperatura da água. Como consequência, a água permanece aquecida mesmo durante o período noturno, influenciando diretamente parâmetros físico-químicos.

Os valores de pH (Figura 2B) durante as amostragens apresentaram valores fora do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para água doce de Classe II (6,0 a 9,0). Portanto, em quatro amostragens no ponto P1 (1C, 2C, 3C e 4C) e em uma no ponto P2 (4C), os valores excederam o limite máximo recomendado. De maneira geral, o menor valor foi

6,72 registrado no ponto P2 (4C), enquanto o maior valor ocorreu no ponto P1 9,45 (1C). O pH é um parâmetro fundamental para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, e variações acentuadas podem causar impactos negativos tanto na fauna quanto na flora, comprometendo a saúde e a estabilidade do meio (Souza; Silva; Pinto, 2020). Contudo, esse resultado sugere episódios de alcalinização temporária, possivelmente relacionados à introdução de duas espécies de plantas aquáticas presentes na última coleta (4C), que intensificaram o processo de fotossíntese nos horários de maior incidência solar (12h00 e 18h00), elevando o pH da água. Um estudo realizado em Campina Grande, no Açude Velho, também identificou altos valores de pH (8,8) como indicativo da presença e atividade intensa de algas, sugerindo boa penetração de luz e alta taxa de fotossíntese nesse ambiente (Torquato et al., 2016). Além disso, a entrada de água da chuva com escoamento proveniente do telhado do restaurante universitário pode ter contribuído para o aumento da carga de matéria orgânica no açude. A decomposição dessa matéria libera dióxido de carbono (CO_2), o que pode influenciar no aumento do pH da água.

As concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 2C) apresentaram variações significativas entre os dias de análise, mesmo nos pontos de amostragem recorrentes. O menor valor foi registrado no ponto P1, às 12h00, com $4,24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (1C), enquanto a maior concentração ocorreu no ponto P2, às 06h00, com $9,61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (3C). Essas variações estão diretamente relacionadas à temperatura da água, já que temperaturas mais altas reduzem a solubilidade do oxigênio, justificando os menores valores nos horários mais quentes. Por outro lado, temperaturas mais amenas favorecem a retenção de oxigênio, resultando em maiores concentrações nos períodos mais frescos. Breda (2011) também destaca em seu estudo os valores de oxigênio dissolvido, que variaram entre $3,95$ e $9,48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, relacionando-os diretamente com a temperatura. Além disso, durante a terceira coleta, a ocorrência de chuvas intensas favoreceu o aumento dos níveis de oxigênio dissolvido nos pontos P1 e P2 (3C), com valores que variaram entre $7,32$ e $9,61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Isso se deve ao fato de que a agitação da água intensifica a troca gasosa entre a atmosfera e o corpo hídrico, facilitando a entrada de oxigênio do ar para a água (Nozaki et al., 2014).

Conforme apresentado na Figura 2D, o ponto P1 registrou valores de condutividade elétrica entre $41 \text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (3C) e $63 \text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (2C), enquanto no ponto P2 os resultados variaram de $29 \text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (1C) a $55 \text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (4C). A Resolução CONAMA 357/2005 não estabelece um valor limite, no entanto, segundo a CETESB (2009), valores superiores a $100 \text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ podem indicar a possível entrada de esgoto no ambiente. A diferença observada entre o ponto P1 e o ponto P2 pode estar relacionada ao processo de entrada e saída da água pluvial

no açude. O P1, localizado na entrada, possivelmente contém o carreamento de partículas e solutos pelo escoamento superficial, incluindo a água da chuva que escorre pelo telhado, o que pode influenciar diretamente a qualidade da água nesse local. No P2, sendo a saída da água, os valores podem indicar processos naturais de decantação ou diluição no interior do açude. Em um estudo realizado por Breda (2011) na Usina Hidrelétrica de Funil (MG), foram obtidos resultados semelhantes, com valores de condutividade elétrica variando entre 19,8 e 65,4 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, onde os valores foram associados à presença de matéria orgânica e poluição difusa. Esse achado corrobora com as condições observadas no entorno do açude, que apresenta características antrópicas, como a ausência de vegetação natural e a intensa circulação de pessoas e veículos devido à proximidade com o restaurante universitário.

Com relação aos Sólidos Totais Dissolvidos (STD), as amostras do ponto P1 mostraram valores que variaram de 20 (3C) a 32 (2C) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e no ponto P2, os resultados estavam entre 15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (1C) a 27 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (4C) (Figura 2E). Isso mostra que tanto o P1, quanto o P2, apresentaram uma água sem risco de contaminação, seja de forma natural por meio de processos como erosão, presença de organismos e restos orgânicos, ou de forma antrópica, como o descarte de lixo e esgoto (Silva et al., 2017), pois segundo a Resolução CONAMA 357/2005 o valor máximo permitido é de 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Porém vale ressaltar, que o ponto P1 apresentou valores superiores comparado ao ponto P2, e isso pode estar relacionado com a entrada da água pluvial no ponto P1, que tem a tendência de arrastar consigo matéria orgânica e sedimentos, conforme já discutido nos resultados da condutividade elétrica (Carvalho et al. 2024; Breda 2011).

O potencial de oxidação-redução (Figura 2F), variou de 141,90 mV (1C) a 278,60 mV (2C) ao longo das quatro coletas realizadas no açude. Esses valores indicam a predominância de um ambiente oxidante moderado, característico de ecossistemas aquáticos com alguma disponibilidade de oxigênio dissolvido, mas que ainda enfrentam limitações ecológicas associadas à estrutura do ambiente. Comparando com os dados de Fuchs (2012), obteve resultados significativamente mais baixos com 35,33 mV no ponto P3 (com conflito de uso do solo) e 112,04 mV e 120,01 mV nos pontos P1 e P2 (sem conflito).

Nos pontos P1 e P2, a turbidez da água apresentou resultados entre 0,41 (P2/1C) a 2,1 (P1/2C) NTU, permanecendo dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, que determina valores abaixo de 100 NTU (Figura 2G). Segundo Bezerra (2024), esse parâmetro reflete a presença de partículas em suspensão que podem comprometer tanto a estética quanto a potabilidade da água. Para complementar a análise, avaliou-se também a transparência da água por observação direta, utilizando-se as categorias descritivas:

transparência total, média e baixa. Nas primeiras duas campanhas de monitoramento, a água apresentou transparência total. Já na terceira coleta, predominou a classificação de transparência média, possivelmente em decorrência das chuvas intensas que ocorreram antes e durante o momento da amostragem. Na última etapa, observou-se baixa transparência, fato associado à introdução de plantas aquáticas.

Os valores de fósforo (Figura 2H) mostram acima do permitido para ambientes lênticos, sendo o limite de $0,030 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ segundo a Resolução CONAMA 357/2005. Os resultados situaram-se no intervalo compreendido entre zero (P1/P2 - 3C) (abaixo dos limites de detecção) e $2,10 \text{ (P2 - 3C) mg}\cdot\text{L}^{-1}$. As oscilações dos valores observados podem estar relacionadas às variações sazonais, ou seja, períodos chuvosos e de estiagem. A ausência de vegetação natural no açude, favorece o escoamento superficial de nutrientes e a entrada de material particulado no ambiente aquático, corroborando com resultados obtidos no estudo de Breda (2011).

Os valores de amônia (Figura 2I) no ponto P1 variaram de zero (1C, 2C e 3C) a $0,78 \text{ (2C) mg}\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto no ponto P2 os resultados oscilaram entre zero (1C, 2C, 3C e 4C) e $0,24 \text{ (3C) mg}\cdot\text{L}^{-1}$. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, não há um limite fixo para a amônia, pois sua toxicidade depende do pH da água: até $3,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $\text{pH} \leq 7,5$; $2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; $1,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$; e $0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $\text{pH} > 8,5$. O maior valor registrado ($0,78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) foi acompanhado por um pH de 8,5, mantendo-se, portanto, dentro do limite permitido de $1,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para essa faixa de pH. Valores baixos também foram encontrados em outros trabalhos em ambientes de criação de peixes em tanques-rede (PR) e em lagos e igarapés na cidade de Boa Vista (RR) (Diemer et al., 2010; Paiva, 2016).

Segundo a Resolução CONAMA 357/2005, o valor máximo permitido para nitrito em água doce é de $1,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. No entanto, os valores observados estiveram significativamente acima do limite estabelecido, variando de 0 (3C) a $84 \text{ (4C) mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no ponto P1 e de 13 (4C) a $70 \text{ (3C) mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no ponto P2 (Figura 2J). Embora os valores de amônia estejam dentro dos padrões estabelecidos para águas de classe 2, a elevação do nitrito pode estar relacionada a uma nitrificação incompleta, em que a conversão de amônia para nitrito ocorre normalmente, mas a transformação de nitrito em nitrato é inibida. Essa limitação pode ter sido causada por temperaturas elevadas ($28,09$ a $33,15^\circ\text{C}$) e oscilações de pH, que chegaram a 9,5, condições que podem comprometer a atividade das bactérias, responsáveis pela segunda etapa da nitrificação (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).

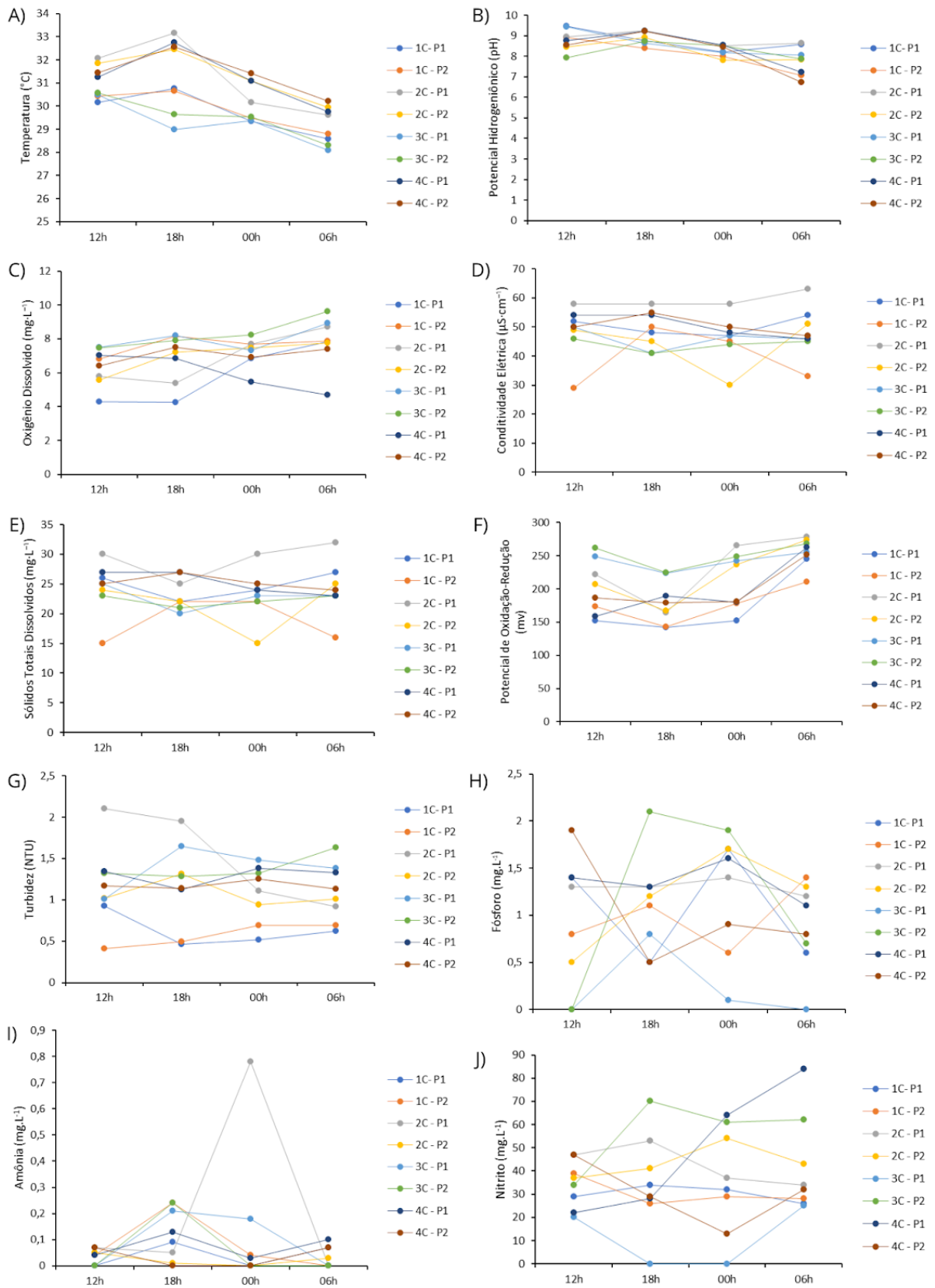


Figura 2 - Valores das variáveis físicas e químicas da água nas amostras do açude no *Campus Realeza* em fevereiro e março de 2025.

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

3.2. INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

No total foram identificados 600 indivíduos nas quatro coletas dos pontos P1 e P2, pertencentes a 13 táxons (Gelastocoridae; Notonectidae; Naucoridae; Belostomatidae; Pleidae; Coenagrionidae; Libellulidae; Aeshnidae; Tipulidae; Chironomidae; Tabanidae; Baetidae e Hydracarina) divididos em cinco ordens de macroinvertebrados bentônicos: Odonata, Hemiptera, Diptera, Ephemeroptera e Acari (Tabela 1). A fauna foi composta predominantemente por insetos aquáticos, que possuem grande capacidade de dispersão e colonização de novos ambientes. A exceção foi o grupo Hydracarina, que, por sua limitada mobilidade, possivelmente tenha sido introduzido de forma passiva, transportado por outros insetos.

Na coleta 1 o ponto P2 registrou a maior abundância total de indivíduos ($N = 157$) entre todos os dias de amostragem, embora tenha apresentado uma das menores riquezas de táxons, com apenas três famílias, ocasionando baixa diversidade e equidade. Em contraste, o ponto P1, da coleta 4 apresentou a maior riqueza de táxons ($N = 10$), apesar de ter sido um dos pontos com menor abundância total de indivíduos ($N = 54$) (Tabela 1). Essa diferença pode estar relacionada à introdução de duas espécies de plantas aquáticas no açude durante o último monitoramento, o que possivelmente favoreceu o aparecimento de novas famílias de invertebrados, que foram atraídas pelas plantas ou transportadas com elas. Isso ocorre porque a composição e a abundância da fauna aquática são influenciadas por diversos fatores, especialmente pela presença de vegetação aquática (Queiroz; Trivinho-Strixino; Nascimento, 2000). A alta abundância de indivíduos da família Tipulidae ($N = 56$) na última coleta parecem estar relacionados ao seu hábito de viver entre algas e detritos foliares (McCafferty; Provonsha, 1981), evidenciando o efeito positivo que a introdução das plantas aquáticas teve sobre a estrutura da comunidade.

O ponto P1, da coleta 3 apresentou a menor abundância total de indivíduos ($N = 49$), fato possivelmente associado à intensa chuva que ocorreu algumas horas antes da amostragem. Apesar de o açude possuir uma lona para impermeabilização, a ausência de vegetação ripária ao redor pode ter contribuído para o carreamento de sedimentos e detritos, uma vez que, sem essa cobertura vegetal, o solo fica exposto à ação direta da chuva, do vento e da água escoada (Hamada; Nessimian; Querino, 2014). Isso aumenta a suscetibilidade à erosão e pode resultar no soterramento dos substratos, impactando negativamente a fauna bentônica presente no local.

Entre os táxons registrados os mais frequentes foram Notonectidae, representado por 100% tanto no ponto P1, quanto no P2 (Tabela 1), Tipulidae (87,5%), Libellulidae (87,5%), Chironomidae (50%), Gelastocoridae (37,5%), Coenagrionidae (25%), Belostomatidae (25%) e 12,5% para cada representante da família Naucoridae, Tabanidae, Aeshnidae, Baetidae, Hydracarina e Pleidae. Mais da metade da abundância total de invertebrados foi da família Libellulidae, representando 433 indivíduos analisados, reduzindo o índice de Shannon e a equidade (J), indicando baixa diversidade e desigualdade na distribuição de indivíduos entre táxons. As Libellulidae estão relacionadas com a preferência de ambiente predominantemente lântico em áreas abertas, com presença de macrófitas e substrato orgânico (Bezerra, 2021). A família Tipulidae apresentou em segundo lugar a maior abundância total de indivíduos (N= 70), seguido de Notonectidae (N= 46), Chironomidae (N= 26), Coenagrionidae (N= 5), Gelastocoridae, Naucoridae e Belostomatidae (N= 4), Aeshnidae, Tabanidae e Hydracarina (N= 2), Pleidae e Baetidae (N=1). O grupo funcional que mais esteve presente foram os predadores.

Ao utilizar o índice BMWP (Tabela 1) foi possível observar que tanto o ponto P1, quanto o P2 (C1 08/02) foram classificados como Classe V, considerada crítica. No dia 15/02 (C2) o ponto P1 se enquadra como Classe VI, muito crítica e o ponto P2 obteve Classe V (crítica). Na terceira coleta (23/02) o ponto P1 e P2 foram considerados críticos (Classe V). No último dia de coleta (02/03) o ponto P1 foi classificado com Classe IV de qualidade duvidosa. O ponto P2 obteve a Classe V, crítica. A classificação da qualidade da água está associada com o ambiente em fase de formação e com pouca complexidade estrutural, embora com sinais de melhora em P1 (Classe IV) após o enriquecimento com macrófitas. As elevadas temperaturas da água também influenciaram os organismos aquáticos que possuem limites de tolerância térmica máximos e mínimos, além de temperaturas ótimas para o crescimento, preferências térmicas em gradientes ambientais e restrições relacionadas à migração, desova e incubação de ovos (Breda, 2011).

Tabela 1 - Composição taxonômica, índice BMWP, número de indivíduos, frequência relativa (%) e grupo funcional das famílias coletadas no açude do *Campus* Realeza.

		Coleta 1 08/02/25		Coleta 2 15/02/25		Coleta 3 23/02/25		Coleta 4 02/03/25				
Grupos Taxonômicos	BMW P'	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	Nº	%	Grupo Funcional
Ordem Odonata												
Coenagrionidae	6	2	-	-	-	-	-	3	-	5	25%	Predador
Libellulidae	8	58	150	51	60	44	53	17	-	433	87,5%	Predador
Aeshnidae	8	-	-	-	-	-	-	2	-	2	12,5%	Predador
Ordem Hemiptera												
Gelastocoridae	5	1	-	-	-	1	2	-	-	4	37,5%	Predador
Notonectidae	3	6	6	8	1	3	2	6	14	46	100%	Predador
Naucoridae	3	-	-	-	-	-	-	-	4	4	12,5%	Predador
Belostomatidae	8	-	-	-	-	-	-	3	1	4	25%	Predador
Pleidae	3	-	-	-	-	-	-	1	-	1	12,5%	Predador
Ordem Diptera												
Tipulidae	5	1	1	-	1	1	10	6	50	70	87,5%	Detritívoro
Chironimidae	2	-	-	6	-	-	1	13	6	26	50%	Coletor
Tabanidae	4	-	-	-	-	-	-	-	2	2	12,5%	Predador
Ordem Ephemeroptera												
Baetidae	5	-	-	-	-	-	-	1	-	1	12,5%	Raspador
Ordem Acari												
Hydracarina	4	-	-	-	-	-	-	2	-	2	12,5%	Predador
Abundância Total		68	157	65	62	49	68	54	77	600		
Abundância Relativa		11,25	25,99	10,76	10,26	8,11	11,25	8,9	12,74			
BMWP (classe)		V	V	VI	V	V	V	IV	V			
Riqueza de táxons (S)		5	3	3	3	4	5	10	6			
H'		0,577	0,200	0,668	0,165	0,424	0,748	1,909	1,083			
J'		0,359	0,182	0,608	0,150	0,306	0,465	0,829	0,605			

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

4. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos permitiram caracterizar e acompanhar a evolução das condições físicas, químicas e biológicas da qualidade da água do açude recém-construído e em processo de formação localizado na Universidade Federal da Fronteira Sul - *Campus* Realeza, Paraná.

Em relação aos parâmetros físicos e químicos, conclui-se que o pH, oxigênio dissolvido e fósforo apresentaram alguma irregularidade em comparação com a Resolução CONAMA 357/2005 em, pelo menos, uma das amostras. Os valores de nitrito foram elevados em todas as amostras, no entanto, a amônia ficou abaixo dos valores da Resolução CONAMA 357/05. A temperatura se manteve elevada no período de monitoramento, o que é esperado nesse período do ano, especialmente em lagos rasos em áreas abertas.

Os demais parâmetros físicos e químicos (condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, turbidez, amônia) se mantiveram dentro do estabelecido segundo a Resolução CONAMA 357/2005 para água doce de classe II.

Através do índice BMWP pode-se verificar pouca diferença entre os pontos analisados que foram enquadrados como água de qualidade “muito crítica”, “crítica” e “duvidosa” pertencentes à Classe VI, V e IV. A baixa riqueza de táxons, dominância e maior número de famílias tolerantes, não significa necessariamente que há uma deterioração da qualidade da água, mas sim, um reflexo de um ambiente não natural inserido em área aberta sem vegetação, resultando em uma simplicidade de habitat.

O açude, ainda em fase de formação, apresenta pouca estrutura e características de um ambiente recentemente alterado, com ausência de vegetação natural e intensa circulação de pessoas e veículos devido à proximidade com o restaurante universitário. Dessa forma, os resultados evidenciam que a morfologia do ambiente exerce influência significativa sobre a qualidade da água.

Novos estudos são necessários, com a finalidade de complementar e reafirmar os resultados encontrados no presente estudo, levando em consideração que é um ambiente em formação.

REFERÊNCIAS

ASSIS, T. R. de. P. Sociedade Civil e a Construção de Políticas Públicas na Região Semiárida Brasileira: o caso do programa um milhão de cisternas rurais (P1MC). **Revista de Políticas Públicas**, São Luís, v. 16, n. 1, p. 179–189, 15 de fev 2013. Disponível em: <https://periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/rppublica/article/view/1189>. Acesso em: 17 mai 2025.

ARAÚJO, S. W. **Aprendizado mediado pela tecnologia: bioindicadores de qualidade de água (macroinvertebrados bentônicos) como subsídios para atividades de educação ambiental por meio de vídeo educacional**. Dissertação (Mestrado Profissional) – Programa de Pós-Graduação em Educação, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2018.

BEZERRA, L. M. de M. **Levantamento preliminar das espécies de libélulas (Insecta: Odonata) em um fragmento de Mata Atlântica de Sergipe**. Monografia (Graduação em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2021. Disponível em: [Letícia_Maria_Melo_Bezerra.pdf](#). Acesso em: 11 jun. 2025.

BREDA, L. de S. **Avaliação espaço-temporal da qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica de Funil - Região Sul de Minas Gerais**. Universidade Federal de Minas

Gerais - Dissertação de mestrado, 2011. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/ENGD-8KDQC6>. Acesso em: 25 may 2025.

CARVALHO, M. S. de; MANNICH, M.; PINTO, B. V.; CUNHA, C. M. I. da. Variação nictemeral de qualidade da água em rios urbanos: implicações no monitoramento. **REGA**, Porto Alegre, v. 13, n. 2, p. 129-141, jul./dez. 2016.

CARVALHO, B. de A. F.; ELOI, W. M.; ALEXANDRE, D. M. B.; ROCHA CHAVES, M. T.; RIBEIRO FILHO, J. C. Efeito da sazonalidade na qualidade da água do Açude Taquara, Ceará, Brasil. **Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, [S. l.], v. 17, n. 3, p. 780–798, 2024. Disponível em: <https://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/87666>. Acesso em: 25 may. 2025.

CETESB. **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental**. São Paulo, SP. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/informacoesbasicas/tposdeagua/reusodeagua/>. Acesso em: 24 mai 2025.

CERA, J. C.; FERRAZ, S. E. T. Variações Climáticas na Precipitação no Sul do Brasil no Clima Presente e Futuro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 30, n. 1, p. 81–88, mar. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-778620130588>. Acesso em: 25 may 2025.

COLPO, K. D.; BRASIL, M. T.; CAMARGO, B. V. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. **Ciência Rural**, v. 39, n. 7, p. 2087–2092, out. 2009.

DIEMER, O.; NEU, D. H.; FEIDEN, A.; LORENZ, E. K.; BITTENCOURT, F.; BOSCOLO, W. R. Dinâmica nictemeral e vertical das características limnológicas em ambiente de criação de peixes em tanques-rede. **Ciência Animal Brasileira / Brazilian Animal Science**, Goiânia, v. 11, n. 1, p. 24–31, 2010. DOI: 10.5216/cab.v11i1.6754. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/vet/article/view/6754>. Acesso em: 9 jun. 2025.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 226, 1998.

FARTO, C. D.; SILVA, T. C. da. Variações da qualidade da água de chuva e de açudes armazenada em cisternas em municípios do semiárido do estado da Paraíba. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 6, p. 859–871, nov. 2020. Disponível em: scielo.br/j/esa/a/jhPRYvdGKnWZ3yVfhGfjNXQ/?format=pdf&lang=pt. Acesso em: 17 may 2025.

FUCHS, C. R. **Classificação da qualidade da água do Córrego Lanoso, Uberaba - MG**. Tese -Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Jaboticabal, f. 50, 2012. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/74112ea0-5905-4402-9979-3e9ab0a8739f/content>. Acesso em: 12 jun. 2025.

FULAN, J. Ânderson; DAVANSO, R.; HENRY, R. A variação nictemeral das variáveis físicas e químicas da água influencia a abundância dos macroinvertebrados aquáticos?. **Revista Brasileira de Biociências**, [S. l.], v. 7, n. 2, 2009. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/index.php/rbrasbioci/article/view/114863>. Acesso em: 20 fev. 2025.

GOULART, M. D. C; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia e Ecologia**. Manaus: Editora do INPA, pág. 724, 2014.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Realeza, PR, 2024. Disponível em: [Realeza \(PR\) | Cidades e Estados | IBGE](#). Acesso em: 01 fev. 2025.

IPARDES. **Caderno Estatístico Município de Realeza**. 2025. Disponível em: [*MontaCadPdf1.php](#). Acesso em: 08 abr. 2025.

KÖNIG, R.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. **Qualidade das águas de rios da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis, físicas, químicas e biológicas**. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008.

LIMA, F. B. S.; FERNANDES, F. **Análise da Variação Temporal, Ciclo Nictemeral e Ciclo Anual de Parâmetros Limnológicos (Turbidez, pH e Temperatura)**. Goiânia (UFG) 2016.

LIMA, D. F. C.; ZAVASKI, F.; ANDREAZZI, M. A; LIZAMA, M. **Levantamento sobre os Principais Organismos Bioindicadores de Qualidade da água**. Los A. 17º Congresso Nacional do Meio Ambiente. Poços de Caldas: Recursos Hídricos e Qualidade da Água, 2020. 12 v.

McCAFFERTY, W.P.; PROVONSHA, Q. **Aquatic Entomology**. Boston: Jones and Bartlett Publishers, 1981.

NESSIMIAN, J. L., VENTICINQUE, E. M., ZUANON, J. et al. Uso da terra, integridade do habitat e assembleias de insetos aquáticos em riachos da Amazônia Central. **Hidrobiologia** 614, pag. 117–131, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>.

NIN, C. S.; RUPPENTHAL, E. L.; RODRIGUES, G. G. Vegetação Ripárias e suas Funções Ecológicas Referente a Produção de Folhço em Cursos de Água, São Francisco de Paula, RS. **Revista Brasileira de Biociência**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, pag. 861-863, jul. 2007.

NOZAKI, C. T.; MARCONDES, M. A.; LOPES, F. A.; SANTOS, K. F. dos.; LARIZZATTI, P. S. da C. **Comportamento temporal de oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos**. Atas de Saúde Ambiental – ASA, v. 2, n. 1, jan/abr. 2014. Disponível em: <https://revistaseletronicas.fmu.br/index.php/ASA/article/download/309/532/1399>. Acesso em: 14 jun. 2025.

OLIVEIRA, G. C. de S.; NÓBREGA, R. S.; ALMEIDA, H. A. de. Perfil Socioambiental e Estimativa do Potencial para a Captação de Água da Chuva em Catolé de Casinhas, PE. **Revista de Geografia (UFPE)** v. 29, nº. 1, 2012.

PAIVA, R. M. S. de. **Aspectos Limnológicos e Genéticos da *Nymphaea rudgeana* G. Mey. em Ambientes Aquáticos na Savana de Roraima**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, f. 57, 2016. Disponível em: [Aspectos limnológicos e genéticos da](#)

[Nymphaea rudgeana G. Mey em ambientes aquáticos na savana de RR... Paiva.pdf](#). Acesso em: 9 jun. 2025.

PAULA, M. C. A.; FONSECA-GESSNER, A. A. B. **Macroinvertebrates in low-order streaming in two fragments Atlantic Forest in different states of conservation, in the State of São Paulo (Brazil)**. Brazilian Journal of Biology. v. 70, n. 3, 2010.

PELLI, A. **Proposta de Índice para Avaliação da Qualidade de Água em Ambientes Lóticos: Estudo de Aplicação no Córrego Gameleira**. Tese (Doutorado em Aquicultura) Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, f. 116, 2001.

PREFEITURA MUNICIPAL DE REALEZA. **Secretária Municipal de Educação**. Plano Municipal de Educação. Realeza - PR: 2014. Disponível em: <[PLANO MUNICIPAL DE EDUCAÇÃO](#)>. Acesso em: 01 fev. 2025.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos Bentônicos Bioindicadores da Qualidade das Águas da Bacia do Médio São Francisco**. Embrapa, 2000.

SANTOS, C. P. **Macroinvertebrados Aquáticos como Bioindicadores**. 2019. Disponível em: [Macroinvertebrados Aquáticos como Bioindicadores – VG Consultoria Ambiental](#). Acesso em: 28 jun. 2023.

SANTOS, A. M.; CONCEIÇÃO, V.; GALANTINI, V.; FEIDEN, A. **Açudes como alternativa de sobrevivência no período de estiagem no assentamento Taquaral, em Corumbá, MS**. Cadernos de Agroecologia – ISSN 2236-7934, v. 11, n. 2, 2016. Disponível em: [Modelo Resumo Trabalho - VI CBAgroecologia e II CLAgroecologia](#). Acesso em: 25 maio 2025.

SANTOS, M. H. V. dos. **Alternativas de captação pluvial e redução na evaporação para incremento de disponibilidade hídrica no semiárido pernambucano**. Recife (UFRPE), 2012.

SANTOS, V. R.; COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. **Variação Nictemeral de Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos do Ribeirão das Cruzes, Araraquara-SP**. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, [S. l.], v. 13, n. 2, p. 90-104, 2010. Acesso em: 21 fev. 2025.

SIQUEIRA, P. R. de B. **Estudo Sobre a Influência de Reservatórios Naturais de Água em Áreas Urbanas: Estudo de Caso: Açude Velho em Salgueiro/PE**. Pau dos Ferros – RN (UFERSA), 2023.

SILVA, A. B. da; BRITO, J. M. de; SILVA, R. de A.; BRAZ, A. S.; FILHO, E. D. da S. **Parâmetros físico-químicos da água utilizada para consumo em poços artesianos na cidade de Remigio-PB. Águas Subterrâneas**, [S. l.], v. 31, n. 2, p. 109–118, 2017. DOI: 10.14295/ras.v31i2.28807. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/ras.v31i2.28807>. Acesso em: 15 maio 2025.

SILVA, H. P.; SILVA, M. D. R.; SOUZA E. R.; RISSO, A. **Utilização de imagens CBERS na avaliação do volume de água armazenada no açude Cachoeira, no município de Serra**

Talhada, Pernambuco, Brasil. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), Florianópolis, p. 1167-1173, 2007.

SOUZA, D. F. de; SILVA, L. de O. S da; PINTO, A. L. Qualidade física, química e biológica sazonal das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Moeda em Três Lagoas/MS. **Revista Brasileira de Geografia Física** v. 13, n. 1, p. 196-210, 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>. Acesso em: 24 maio 2025.

TEIXEIRA, C. A.; BUDEL, M. A.; CARVALHO, K. Q. de; BEZERRA, S. M. da C.; GHISI, E. **Estudo comparativo da qualidade da água da chuva coletada em telhado com telhas de concreto e em telhado verde para usos não potáveis.** Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 17, n. 2, p. 135-155, abr./jun. 2017. Disponível em: [Vantagens E Desvantagens Da Utilização De Peles-Verdes Em Edificações Residenciais Em Porto Alegre Segundo Seus Moradores](#). Acesso em: 17 maio 2025.

TORQUATO, A. L.; SANTOS, W. B. dos; MORAIS, L. M. M. de; CARTAXO, M. A. A.; FEITOSA, P. H. C. **Análise da Qualidade das Águas do Açude Velho em Campina Grande/PB.** VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2016. Disponível em: [VIII-069](#). Acesso em: 23 maio 2025.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

YOSHIMURA, M. Comparação de assembléias de invertebrados bentônicos de riachos entre tipos florestais na região temperada do Japão. **Biodivers Conserv** 16, p. 2137–2148, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9136-4>. Acesso em: 20 jun. 2023.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29–42, jan. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>. Acesso em: 09 jun. 2025.

ANEXOS

ANEXOS A - Pontuações designadas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para obtenção do Índice BMWP.

FAMÍLIAS	PONTUAÇÃO
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae,	10
Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae	
Aphelocheiridae	

Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae Megapodagrionidae Athericidae, Blephariceridae.	
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae Nemouridae, Gripopterygidae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae Pyralidae, Psephenidae Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Thiaridae Hydroptilidae	7
Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae Corophilidae, Gammaridae, Hyaellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae Platycnemididae, Coenagrionidae Leptohyphidae Oligoneuridae, Polymitarcyidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae	6
Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5

Aeglidae Baetidae, Caenidae Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae	
Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae Sialidae, Corydalidae Piscicolidae Hydracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnecoridae), Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (toda a classe), Syrphidae	1

negrito - adaptados por Alba-Tercedor; Sánchez-Ortega, 1988.

ANEXO B - Classe de qualidade e significado dos valores do BMWP' adaptado, e suas respectivas cores, utilizadas nas representações cartográficas.

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	SIGNIFICADO	COR
I	ÓTIMA	> 150	• Águas muito limpas (águas prístinas)	LILÁS
II	BOA	101 – 149	• Águas não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado	AZUL
III	ACEITÁVEL	61 - 100	• São evidentes efeitos moderados de poluição	VERDE
IV	DUVIDOSA	36 - 60	• Águas poluídas (sistema alterado)	AMARELO
V	CRÍTICA	16 - 35	• Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	LARANJA
VI	MUITO CRÍTICA	< 15	• Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	VERMELHO

Fonte: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2021-03/bioindicadores_qualidade_aguas_2001_2002.pdf.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe Jeandra Wilmsen por todo esforço feito e apoio dado para que eu realizasse esse sonho. As minhas amigas de curso pelas trocas de conhecimento e momentos de descontração que fizeram dessa trajetória, algo mais leve. Em especial, minha amiga Katharine Satiro e ao meu namorado João Vitor que estiveram comigo nas coletas de dados realizadas em campo debaixo de sol e chuva.

Obrigada à minha orientadora prof^ª Gilza Maria de Souza Franco, pela proatividade, por todo conhecimento passado, pelas críticas construtivas, e principalmente por ter acreditado na minha capacidade.

Agradeço a Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) - campus Realeza/PR por ceder os laboratórios para a realização dos testes, assim como o suporte técnico que foi necessário. Agradeço também ao espaço que me foi concedido para eu realizar as coletas de dados desse projeto no açude da Universidade.

THAYANE VITORIA WILMSEN EBERHARDT

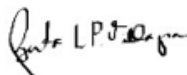
**VARIAÇÃO NICTEMERAL DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UM
ESPELHO D' ÁGUA DE CAPTAÇÃO PLUVIAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Ciências Biológicas - Licenciatura da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Realeza - PR, como requisito para a obtenção do título de Licenciado em Ciências Biológicas.

Orientador: Profa. Dra. Gilza Maria de Souza Franco

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e aprovado pela banca em:

25/06/2025 BANCA EXAMINADORA



Prof. Dra. Berta Lucia Pereira Villagra – UFFS

Documento assinado digitalmente

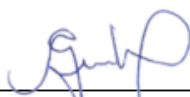


RUI MARCIO FRANCO

Data: 07/07/2025 11:10:45-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dr. Rui Marcio Franco (Biólogo)



Prof. Dra. Gilza Maria de Souza Franco – UFFS