

A agressividade da água e a possibilidade de alteração da qualidade para o consumo humano

Water aggressiveness and the possibility of changing quality for human consumption

Erich Kellner^{1*} , Felipe Eduardo de Souza Oliveira¹ 

RESUMO

A característica físico-química da água subterrânea resulta das interações com a mineralogia do solo/rocha durante sua infiltração e do seu tempo de permanência nos aquíferos, além das influências antrópicas decorrentes do uso e ocupação do solo. Assim, é comum encontrar águas com elevados índices de agressividade corrosiva ou incrustante. O índice de saturação de Langelier é um dos indicadores para avaliar o grau de agressividade da água. Neste trabalho, foram expostas amostras de tubos de cobre à água bruta e à água potável, em que nesta foi empregado hipoclorito de sódio como desinfetante. As amostras de água foram classificadas como “moderadamente corrosivas” (Índice de Saturação de Langelier = -3,2). Amostras de tubos de cobre ficaram imersas em água durante um mês, uma semana e um dia, mantendo-se a taxa de exposição da tubulação em água em 0,5205 cm³.cm². Ao fim do tempo de exposição, foram identificadas concentrações de 1,006 ± 0,025 mgCu.L⁻¹ a 1,614 ± 0,051 mgCu.L⁻¹ nas amostras com água bruta e 1,073 ± 0,034 mgCu.L⁻¹ a 1,979 ± 0,222 mgCu.L⁻¹ nas amostras com água potável. As concentrações de cobre nas amostras de água bruta e potável apresentaram diferenças estatísticas (p > 0,005). A velocidade de corrosão da tubulação de cobre variou de 0,0225 cm.ano⁻¹ a 0,0012 cm.ano⁻¹ em função do tempo de exposição das amostras de água. Não foram identificadas diferenças estatísticas na velocidade de corrosão quando submetidas as amostras à água bruta e à água potável (p < 0,005). Os resultados comprovaram que águas agressivamente corrosivas podem proporcionar a corrosão da tubulação de cobre, alterando sua qualidade.

Palavras-chave: abastecimento de água; corrosão; água potável; contaminação.

ABSTRACT

The physicochemical characteristic of groundwater is a function of the interactions with the soil/rock mineralogy during its infiltration and its length of permanence in the aquifers, in addition to anthropogenic influences resulting from the use and occupation of the soil. Thus, it is common to find waters with high levels of corrosive or fouling aggressiveness. The Langelier Saturation Index is one of the indicators to assess the degree of water aggressiveness. In this work, samples of copper tubes were exposed to raw and drinking water, in which sodium hypochlorite was used as a disinfectant. The water samples were classified as “moderately corrosive” (Langelier Saturation Index = -3.2). Copper tube samples were immersed in water for 1 month, 1 week and 1 day, keeping the exposure rate of the tube in water at 0.5205 cm³.cm². After the exposure time, concentrations of 1.006 ± 0.025 mgCu.L⁻¹ to 1.614 ± 0.051 mgCu.L⁻¹ were identified in the samples with raw water and 1.073 ± 0.034 mgCu.L⁻¹ to 1.979 ± 0.222 mgCu.L⁻¹ in the samples with drinking water. The copper concentrations in the raw and drinking water samples showed statistical differences (p > 0.005). The corrosion rate of copper tubing ranged from 0.0225 cm.year⁻¹ to 0.0012 cm.year⁻¹ depending on the exposure time of the water samples. No statistical differences were identified in the corrosion rate when the samples were subjected to raw water and drinking water (p < 0.005). The results proved that aggressively corrosive waters can cause copper pipe corrosion, changing its quality.

Keywords: Water supply, corrosion, drinking water, contamination.

INTRODUÇÃO

O uso dos mananciais subterrâneos vem se destacando como solução para o abastecimento de água nos centros urbanos, principalmente em regiões isoladas da malha urbana ou em setores urbanos que tiveram aumento de demanda por água superior ao crescimento da infraestrutura de abastecimento. Segundo a Agência

Nacional de Águas (ANA, 2017), dentre os municípios brasileiros, 58% utilizam mananciais de águas superficiais de forma preponderante para o seu abastecimento, enquanto 42% têm, nos mananciais subterrâneos, suas principais fontes. No entanto, o mesmo autor aponta para o aumento expressivo na quantidade de poços perfurados no Brasil em virtude, entre outros fatores, a escassez hídrica dos últimos anos.

¹Universidade Federal de São Carlos – São Carlos (SP), Brasil.

*Autor correspondente: erich.kellner@ufscar.br

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

Recebido: 26/10/2020 - **Aceito:** 15/03/2021 - **Reg. ABES:** 20200372

De acordo com o Serviço Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2021), no município de São Carlos (SP), entre os anos de 2009 e 2019, teve aumento de 20,07% no volume de água produzido para o abastecimento público, o que representou, no mesmo período, aumento de 6,17% na captação de água de manancial superficial e 36,65% na captação de manancial subterrâneo.

A qualidade físico-química das águas subterrâneas é função das interações com a mineralogia do solo/rocha durante sua infiltração e do seu tempo de permanência nos aquíferos. Segundo Mestrinho (2006), vários processos químicos, físicos e biológicos, que ocorrem na água subterrânea, controlam sua composição química e definem sua qualidade. A forma e a concentração de uma espécie química no sistema aquático são influenciadas por dissolução de gases e reações químicas, tais como reações ácido-base, dissolução e precipitação de sólidos, complexação com ligantes orgânicos e inorgânicos, oxidação e redução, além de processos de sorção de íons.

Piai *et al.* (2006) relatam a presença de Cd^{+2} , Cr^0 , Cu^0 , Hg^0 , Mn^0 , Pb^0 e Zn^{+2} em aquífero subterrâneo explorado próximo ao aterro sanitário de Ribeirão Preto (SP).

Ainda segundo Mestrinho (2006), gases dissolvidos na água, como o oxigênio, gás carbônico e gás sulfídrico causam agressividade às águas, essa agressividade pode ter características corrosivas ou incrustantes.

No Brasil, há duas principais regulamentações que estabelecem as diretrizes sobre a qualidade das águas subterrâneas, a Resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008) e o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Enquanto a primeira dispõe sobre a classificação e o enquadramento das águas subterrâneas, a outra abrange os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Embora ambas as regulamentações estabeleçam parâmetros de qualidade para a água, não fazem referência às características agressivas (corrosivas ou incrustantes) que podem ter. No entanto, países como Canadá, Estados Unidos da América e Portugal estabeleceram critérios para observação do potencial de corrosão da água destinada ao consumo humano (CANADA, 2020; USEPA, 2017; PORTUGAL, 2007).

Dentre os vários metais que podem estar presentes na água potável, foi dado enfoque ao cobre (Cu) por estar presente em vários equipamentos dos sistemas de distribuição de água, assim como nas instalações prediais de água quente.

Tem-se observado casos em que, mesmo com a adequação aos padrões de potabilidade, a água distribuída mantém-se agressiva, causando potenciais danos aos sistemas de distribuição de água ou às instalações prediais, em especial água quente, e formação de manchas “azuis-esverdeadas” em equipamentos sanitários, provocadas pela formação de cloreto de cobre ($CuCl_2$) decorrente do processo de corrosão dos elementos metálicos (MESQUITA *et al.*, 2015).

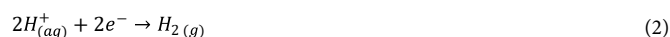
De acordo com Tam *et al.* (2009), a corrosão das tubulações metálicas é um dos principais desafios que as concessionárias de água enfrentam, pois podem resultar em vazamento de água, perda da capacidade hidráulica pelo acúmulo de produtos da corrosão e falha prematura das tubulações de água, afetando a integridade estrutural dos sistemas de distribuição, além de alterar a qualidade da água para consumo.

Segundo Gentil (2014), a corrosão é um processo de degradação de um material pela ação do meio. De maneira mais ampla, pode-se entender a corrosão como a transformação de um metal em um íon metálico pela sua interação química ou eletroquímica com o meio em que se encontra, propiciando a troca de elétrons entre um elemento químico do material e um do meio.

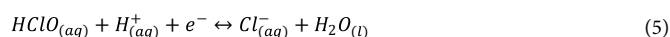
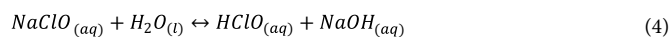
A corrosão pode ocorrer de diversas formas e em diversos tipos de materiais metálicos. No sistema de distribuição de água, é provável a ocorrência de corrosão eletroquímica do material, na presença da água no estado líquido, formando uma célula de corrosão com a circulação de elétrons na superfície metálica, podendo ser intensificada pela presença de cloro livre.

Esse tipo de corrosão generalizada na parede da tubulação é atribuído, segundo Vaz *et al.* (2013), à existência de inúmeras células de ação local distribuídas pela superfície metálica. Essas células são micropilhas formadas por uma pequena área superficial que contém uma região anódica e uma catódica, fisicamente inseparáveis, as quais surgem da presença de fases metálicas (intermetálicas) e não metálicas, grãos e contornos de grãos, além de inclusões.

Em meios aquosos ácidos, ou agressivamente corrosivos, ocorre a oxidação e a dissolução do metal, no caso o cobre (Cu), nas regiões anódicas (Equação 1) e a redução de íons hidrogênio (Equação 2) ou de oxigênio (Equação 3) nas regiões catódicas, segundo o meio seja desaerado ou aerado, respectivamente.



Segundo Di Bernardo (1993), quando o hipoclorito é adicionado na água isenta de impurezas, tem-se a formação do ácido hipocloroso ($HClO$) e do ânion cloreto (Cl^{-}), conforme representado pelas Equações 4 e 5.



Diversos autores, entre eles Deslouis *et al.* (1993); Badawy *et al.* (1995) e Hernández *et al.* (2011), admitem que a corrosão do cobre em solução contendo ânions cloreto (Cl^{-}) ocorre conforme as reações anódica e catódica representadas pelas Equações 6 e 7.



De acordo com Lane (1993), “a corrosividade de uma água depende inteiramente de seu grau de saturação com os íons ou moléculas do metal ou composto com o qual está em contato”. Segundo o autor, algumas propriedades da água podem acentuar a corrosão, incluindo: baixo valor de pH, baixa alcalinidade, dureza abaixo de 60 $mgCaCO_3/L$, elevada concentração de cloro e/ou sulfato, elevada concentração de oxigênio dissolvido, baixo pH combinado com elevada condutividade elétrica ($> 500 \mu S/cm$) e cloro livre acima de 1 mg/L .

Um dos principais indicadores da agressividade da água é o Índice de Saturação, desenvolvido por Langelier (1936), comumente conhecido por índice de saturação de Langelier (LSI) ou, simplesmente, índice de Langelier. De maneira geral, quando $LSI < 0$, a água se apresenta agressivamente corrosiva, e quando $LSI > 0$, a água se apresenta agressivamente incrustante.

O LSI é a medida da capacidade de uma solução dissolver ou depositar o carbonato de cálcio. Embora o índice não esteja diretamente relacionado à corrosão, ele relaciona-se à capacidade de deposição de uma película ou incrustação de carbonato de cálcio, a qual pode isolar as paredes de tubos, caldeiras e outros componentes de um sistema do contato com a água (HACH, 2017).

Tavanpour *et al.* (2016), Nourmoradi *et al.* (2016), entre outros, empregaram o Índice de Langelier para avaliar o nível de corrosão nas redes de distribuição de água. A literatura indica que, não somente a agressividade corrosiva da água ou a presença de agentes oxidantes interferem na corrosão, mas também o tempo de contato entre a água com características corrosivas com a superfície metálica da tubulação. Para Masters *et al.* (2015), a idade da água nos sistemas de distribuição pode ter impactos significativos na corrosão de tubulações metálicas e consequentemente nos níveis desses metais na água que será consumida.

Em relação à saúde humana, Bonham *et al.* (2002) mencionam que o cobre é um micromineral essencial e um importante constituinte do sangue, sendo encontrado em maior concentração no fígado, no cérebro, no coração e nos rins. Segundo os autores, o cobre influencia a função imunológica do corpo humano. Macêdo *et al.* (2012) afirmam que a deficiência de cobre em seres humanos é muito rara, sugerindo que a ingestão dietética é suficiente para evitar sua carência.

No entanto, o excesso de cobre no organismo de seres vivos pode acarretar problemas à saúde, como destacam os trabalhos de Sparks *et al.* (2003), Squitti *et al.* (2005) e Brewer (2013a).

Sparks *et al.* (2003), ao estudar populações de coelhos, identificaram que concentrações de 0,12ppm de cobre na alimentação faziam com que os indivíduos desenvolvessem patologia cerebral semelhantes ao mal de Alzheimer. Posteriormente, Squitti *et al.* (2005) encontraram concentrações de cobre livre elevadas em pacientes com mal de Alzheimer comparados com indivíduos de controle de mesma idade.

Segundo os autores, entre 60 e 65% do cobre no sangue é seguramente ligado covalentemente à ceruloplasmina, proteína contendo cobre, a qual é secretada pelo fígado; a outra parte, denominada “cobre livre”, possui entre 35 e 40% do cobre fracamente ligado à albumina e a várias pequenas moléculas no sangue, caracterizando-se por ser potencialmente tóxico.

A partir dos trabalhos de Sparks *et al.* (2003) e Squitti (2005), Brewer (2013a) teve uma epifania, e estabeleceu a hipótese de que a toxicidade do cobre, associada à alimentação rica em gordura, é a principal causa da epidemia de comprometimento cognitivo leve e da doença de Alzheimer por causa do cobre inorgânico, como o presente na água potável, passando pelo fígado e entrando na corrente sanguínea, ligando-se às proteínas beta amiloides (A β). Segundo o próprio autor, a comprovação dessa hipótese somente pode ser feita por meio da biópsia do cérebro dos indivíduos, o que requer tempo e financiamento de pesquisas.

Para Brewer *et al.*, (2013b), a ingestão de cobre inorgânico “presente na água potável” pode causar o aumento do nível de cobre livre no sangue que, associada a uma dieta rica em gordura, são os principais fatores do desenvolvimento da doença de Alzheimer.

Segundo Liu *et al.* (2018), o acúmulo de metais pesados, entre eles o cobre, e suas liberações nos sistemas de água potável podem ter impactos críticos na segurança da água potável, embora os riscos associados não estejam suficientemente avaliados. Segundo os autores, os parâmetros de qualidade da água, como o pH e a concentração de carbonatos, influenciaram significativamente na concentração de cobre nas amostras analisadas, de maneira a considerar a biotoxicidade potencial do cobre relativamente alta.

Assim, partindo da premissa considerada por Brewer *et al.* (2013b), estabeleceu-se como hipótese para o desenvolvimento deste trabalho que águas agressivamente corrosivas, quando mantidas em contato com tubulação de cobre, podem ter seus parâmetros de qualidade alterados.

As ações de controle da qualidade da água para consumo humano, “destinadas a verificar se a água fornecida à população é potável, assegurando a manutenção dessa condição” (BRASIL, 2017), consistem em “descobrir, evitar ou eliminar as causas reais ou potenciais que possam comprometer direta ou indiretamente a potabilidade da água fornecida” (BRASIL, 1978). A bibliografia técnica recente, verificada para o período 2009-2020, da qual se podem citar os trabalhos de Tam *et al.* (2009), Montes *et al.* (2014), Masters *et al.* (2015), Ávila *et al.* (2018), Liu *et al.* (2018), García-Ávila *et al.* (2019), entre outros, aborda a corrosão de tubulações de cobre pela ação oxidante do cloro presente na água e suas alterações nos parâmetros de qualidade, sem considerar os possíveis efeitos da corrosão pela agressividade corrosiva da água.

Assim, ao considerar a escassa bibliografia sobre os efeitos da agressividade corrosiva da água e a possibilidade de alteração dos parâmetros de qualidade decorrente da corrosão de tubos de cobre, aliada à necessidade constante de “descobrir, evitar ou eliminar causas reais ou potenciais que possam comprometer direta ou indiretamente a potabilidade da água fornecida”, conforme Brasil (1978), é que se explicita a justificativa deste trabalho, o qual não tem a pretensão de esgotar o assunto, mas sim de contribuir para sua discussão.

Os objetivos deste trabalho foram o de avaliar a variação da concentração de cobre em amostras líquidas, em diferentes períodos de exposição da tubulação de cobre para água potável (tratada com hipoclorito de sódio como desinfetante) e água bruta, ambas com características corrosivas, assim como avaliar a taxa de corrosão da tubulação em ambos os casos.

METODOLOGIA

Nesta pesquisa, foi analisada a concentração final de cobre em amostras de água bruta e tratada, com características corrosivas, e a taxa de corrosão de tubulação de cobre, comumente empregada nas instalações prediais de água quente, quando submetida à água agressiva com características corrosivas e exposta a diferentes tempos de contato.

Para esse objeto de estudo, foram coletadas amostras de água bruta de poço profundo, localizado na Universidade Federal de São Carlos (SP), que abastece parte do *campus* São Carlos. O referido poço está localizado nas coordenadas UTM 202,597km E, 7.566,489km S e tem como manancial o aquífero de formação Botucatu/Pirambóia (DAEE, 2020).

A água bruta proveniente do manancial subterrâneo foi submetida a tratamento, o qual consistiu na desinfecção, empregando-se hipoclorito de sódio (NaClO), de maneira a adequá-la às condições de potabilidade estabelecidas pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

Preparação do volume amostral das águas

Foram coletados 12 litros de água bruta (AB), sem tratamento prévio, e 12 litros de água depois do tratamento (AT), submetida à desinfecção com hipoclorito de sódio. Do volume total de água coletada, separaram-se 3 litros da AB e da AT, para caracterização dos seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura, alcalinidade, dureza, sólidos dissolvidos totais, cloro livre e cobre. Essas

amostras de água foram denominadas “Branco” e acondicionadas em recipiente de polietileno de alta densidade (PEAD) opaco.

O volume de 9 litros restantes da AB foi separado igualmente em três séries, cada um referente a um tempo de contato especificado (24 h, 168 h e 720 h) e formada por três béqueres, constituídos de borossilicato, forma baixa, ϕ 13,1cm, com capacidade volumétrica para 2 litros. Procedimento semelhante foi utilizado para a distribuição dos 9 litros restantes da AT.

Cada um dos 9 béqueres destinados a receber a AB recebeu 1 litro do volume amostrado. Procedimento semelhante foi utilizado para os béqueres destinados a receber a AT.

Preparação das amostras da tubulação de cobre

Foram utilizados 25,74 m de tubo de cobre marca Eluma, Classe E, e diâmetro $\frac{3}{4}$ ”, com diâmetro externo (ϕ_e) de 22,0 mm e diâmetro interno (ϕ_i) de 20,8 mm, e densidade de 8,92 g.cm⁻³.

Em uma instalação predial, para que a tubulação considerada possa armazenar o volume de 1 litro de água, é necessário o comprimento de 294 cm, resultando em taxa de contato superficial de 0,5205 cm³.cm⁻². Vale mencionar que o volume considerado de 1 litro foi assim especificado por ser o volume necessário para as análises físico-químicas consideradas.

Assim, por questões experimentais, optou-se por seccionar a tubulação e imergir os pedaços da tubulação nas águas consideradas. Dessa maneira, tanto a parede interna da tubulação quanto a parede externa estavam em contato com a água, aumentando a área superficial de contato.

Dessa maneira, mantendo-se a taxa de contato superficial em 0,5205 cm³.cm⁻², determinou-se o comprimento de cada tubulação, que ficaria imersa em 1 litro de água, em 143 cm, o que resultou em área superficial de contato de 1921,2 cm².

Em função do diâmetro dos béqueres utilizados e a fim de manter todas as peças integralmente imersas na água, dividiu-se o comprimento amostral de tubulação em 26 partes, cada uma medindo 5,5 cm. Com isso, separaram-se 18 amostras da tubulação de cobre, compostas de 26 partes, com comprimento individual e aproximado de 5,5 cm.

As partes de cada uma das amostras foram lavadas e mantidas imersas na água bruta proveniente do manancial subterrâneo por 24 horas, a fim de limpar as amostras antes do início dos ensaios. Segundo Jesus (2008), no processo de fabricação dos tubos de cobre, são empregados óleos lubrificantes que acabam espalhados na superfície da tubulação.

Depois desse período, as peças que compunham cada amostra foram retiradas do banho de imersão, secadas com um pano e mantidas em temperatura ambiente por mais 24 horas.

Cada amostra secada teve sua massa determinada por meio de balança analítica de precisão da marca Mettler Toledo, precisão de 0,1 mg, devidamente calibrada. Essas amostras das tubulações de cobre foram então dispostas verticalmente nos 42 béqueres, que continham 1 litro de água (AB ou AT), de maneira que ficassem totalmente imersas.

Exposição da tubulação de cobre à água analisada

Cada béquer contendo as amostras submersas foi coberto com um saco plástico e mantido em incubadora à temperatura de 20 °C \pm 0,5 °C por um dia (1D) — 24 horas, uma semana (1S) — 168 horas ou um mês (1M) — 720 horas.

Transcorridos os tempos de contato estabelecidos, os béqueres foram retirados da incubadora.

As partes das tubulações de cobre foram então retiradas dos béqueres e mantidas em temperatura ambiente, por 24 horas, para secar, e posteriormente pesadas.

Os volumes líquidos foram transferidos para garrafas opacas de PEAD devidamente identificadas, para posterior análise físico-químicas.

Determinação das características físico-química das amostras

As amostras líquidas, acondicionadas em recipientes de PEAD opaco, foram levadas ao laboratório de saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP) para análises físico-químicas. Para cada volume amostrado, os parâmetros foram determinados em triplicata. A Tabela 1 apresenta os parâmetros determinados, assim como os métodos empregados na caracterização da fase líquida.

As temperaturas das amostras foram determinadas *in loco*, logo depois do acondicionamento nos recipientes, para o que se usou termômetro digital da marca Minipa, modelo MV363, com precisão de 0,1°C.

Os valores de pH foram determinados *in loco*, logo depois do acondicionamento nos recipientes, usando-se o medidor de pH de bancada da marca Hexis, modelo PH31 com eletrodo de pH modelo 5010T.

As amostras da tubulação de cobre foram devidamente identificadas e pesadas no laboratório de saneamento do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de São Carlos (DECiv/UFSCar), em balança de precisão

Tabela 1 - Metodologias analíticas para medição dos parâmetros considerados na fase líquida.

	Parâmetros	Unidade	Método	Referência bibliográfica
1	Temperatura	°C	Potenciométrico	—
2	pH	—	Potenciométrico	—
3	Alcalinidade	Mg.L	Titulação potenciométrica	APHA (1995)
4	Dureza	mg.L	Titulação potenciométrica	APHA (1995)
5	Sólidos dissolvidos totais	mg.L	Gravimetria	APHA (1995)
6	Cobre	mg.L	Espectrofotometria absorção atômica	APHA (1995)
7	Cloro livre	mg.L	Colorimétrico	APHA (1995)

Fonte: elaborada pelos autores.

da marca Mettler Toledo com capacidade de pesagem de até 220 g e precisão de 0,1 mg, devidamente calibrada.

Como cada amostra pesava, aproximadamente, 514,8 g, sua pesagem foi realizada parceladamente, de maneira a não exceder a capacidade de pesagem da balança, e em dois momentos. O primeiro, no início do experimento, antes da sua introdução no meio líquido, e depois do tempo de exposição da tubulação ao meio líquido, a fim de se obter a variação da massa ao longo do experimento.

Determinação da agressividade da água a partir do índice de saturação de Langelier

A partir dos valores médios obtidos para os parâmetros físico-químicos temperatura, pH, sólidos dissolvidos totais (SDT), dureza para CaCO_3 e alcalinidade, determinou-se o índice de saturação de Langelier (LSI), conforme proposto por Langelier (1936) e representado pelas Equações 8 e 9.

$$pH_{\text{saturação}} = 9,3 + \frac{\log(\text{SDT})-1}{10} + [-13,12 \cdot \log(T + 273) + 34,55] - \log(D) - \log(\text{ALK}) \quad (8)$$

$$\text{LSI} = \text{pH} - pH_{\text{saturação}} \quad (9)$$

Em que:

LSI: índice de saturação de Langlier (adimensional);

pH: potencial hidrogeniônico (adimensional);

$pH_{\text{saturação}}$: pH no qual ocorre a saturação do CaCO_3 (adimensional);

SDT: concentração de sólidos dissolvidos totais (mg.L^{-1});

T: temperatura da amostra ($^{\circ}\text{C}$);

D: dureza expressa em termos da concentração de CaCO_3 e definida em termos de Ca^+ (mg.L^{-1});

ALK: alcalinidade da amostra em termos da concentração de CaCO_3 (mg.L^{-1}).

Segundo Langelier (1936), o LSI indica o estado de equilíbrio químico da amostra líquida: em equilíbrio químico: $\text{LSI} = 0$; com tendência a ser corrosiva: $\text{LSI} < 0$; e com tendência a ser incrustante: $\text{LSI} > 0$.

Tavanpour *et al.* (2016) propuseram uma classificação da agressividade da água mais abrangente que o próprio Langelier (1936), conforme apresentado na Tabela 2.

Determinação da taxa de corrosão da tubulação de cobre

A determinação da taxa de corrosão da tubulação de cobre foi desenvolvida conforme Gentil (2014), empregando-se o método de imersão contínua.

Tabela 2 - Classificação da agressividade da água por meio do índice de saturação de Langelier.

LSI (adimensional)	Classificação da agressividade
≥ 4	Incrustação severa
3 - 4	Incrustação moderada
1 - 3	Incrustação suave
0,5 - 1	Incrustação muito suave
0,5 a - 0,5	Balanceada
-0,5 - -2	Corrosão suave
-2 - -5	Corrosão moderada
≤ -5	Corrosão severa

Fonte: adaptado de Tavanpour (2016).

Segundo Gentil (2014) e a National Association of Corrosion Engineers (NACE, 2017), a perda de massa é influenciada pela área e pelo tempo de exposição, podendo ser expressa pela Equação 10.

$$T_c = \frac{\Delta M}{\Delta t \cdot \rho \cdot A} \quad (10)$$

Em que:

T_c : taxa de corrosão observada na amostra (cm.ano);

ΔM : massa reduzida (mg) da tubulação;

Δt : intervalo de tempo no qual a amostra ficou exposta à água (ano);

ρ : densidade do cobre (g.cm^{-3}) e considerada $8,96 \text{ g.cm}^{-3}$;

A: área superficial da tubulação que manteve contato com a água (cm^2), estimada em $1921,2 \text{ cm}^2$.

De acordo com a Norma SP0775 (NACE, 2017), a intensidade de um processo corrosivo pode ser classificada pela taxa de corrosão, sendo: baixa ($< 0,025 \text{ mm.ano}$), moderada (de $0,025$ a $0,120 \text{ mm.ano}$), alta (de $0,130$ a $0,250 \text{ mm.ano}$) e severa ($> 0,250 \text{ mm.ano}$).

Análise estatística dos resultados

Para as amostras líquidas, estabelecido o tamanho amostral para cada parâmetro analisado e cada tempo de exposição ($n = 9$), procedeu-se ao cálculo da média aritmética (\bar{x}), do desvio padrão (s), assim como a assimetria (γ) da distribuição dos dados.

Assim, em função do tamanho de cada amostra ($n = 9 < 30$), verificou-se, inicialmente, se os dados seguem uma distribuição normal, empregando-se o método Shapiro-Wilk (SW). Considerando-se a significância (α) de 5%, tem-se confirmada a hipótese de normalidade quando $SW_{\text{calculado}} > SW_{\alpha, n}$, e p -valor $< \alpha$. Conforme características do experimento, trabalhou-se com $SW_{5\%, 9} = 0,829$.

Uma vez confirmada a hipótese de distribuição normal dos dados, determinou-se o erro amostral (E), aplicando-se o teste t de Student, conforme a Equação 11.

$$E = t_c \cdot \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (11)$$

Em que:

E: erro amostral (unidade do parâmetro analisado);

n: tamanho amostral (adimensional);

s: desvio padrão da amostra (unidade do parâmetro analisado);

t_c : valor crítico especificado em função do intervalo de confiança (IC) estabelecido e do grau de liberdade (gL) da amostra.

Para o experimento, foi estabelecido $\text{IC} = 95\%$ e $gl = n - 1 = \varepsilon$, resultando em $t_c = 2,306$.

Dessa maneira, o intervalo de confiança (IC), estabelecido em 95%, pode ser expresso conforme a Equação 12.

$$\bar{x} - E < \mu < \bar{x} + E \quad (12)$$

Em que:

μ : média da população para o parâmetro considerado;

(\bar{x}) média amostral considerada;

E: erro amostral calculado.

No caso de a amostra não possuir distribuição normal, aplicou-se o teste não paramétrico de Wilcoxon, considerando o intervalo de confiança em 95%.

A fim de verificar se a agressividade das amostras líquidas, estimadas pelo parâmetro LSI, variou com o tempo e com a presença do desinfetante, realizou-se o teste *t* de Student pareado entre os valores obtidos para a água bruta (AB) e para a água tratada (AT). Para isso, estabeleceu-se como hipóteses $H_0: \mu_{AB} = \mu_{AT}$, e $H_a: \mu_{AB} \neq \mu_{AT}$, já que as variâncias (s_{AB}^2 e s_{AT}^2) eram conhecidas e diferentes.

Inicialmente, foi verificado se os valores de LSI, para cada grupo (AB e AT) seguiam a distribuição normal. Considerando o tamanho amostral ($n = 4 < 30$), empregou-se o método Shapiro-Wilk (SW). Considerando a significância (α) de 5%, tem-se confirmada a hipótese de normalidade quando $SW_{calculado} > SW_{\alpha,n}$ e $p - valor < \alpha$. Conforme característica do experimento, trabalhou-se com $SW_{5\%,4} = 0,748$.

Confirmada a ocorrência da distribuição normal do LSI para os dois grupos, estabeleceu-se o intervalo de confiança (IC) em 95% e $gl = n - 1 = 3$, resultando em $t_c = 3,182$. A rejeição da hipótese H_0 se evidencia no caso de $t < t_c$.

A fim de verificar se a média das concentrações de cobre observadas para as amostras do grupo (AB) era igual à média obtida para o grupo (AT), realizou-se o teste *t* de Student pareado, sendo estabelecidas como hipóteses $H_0: \mu_{AB} = \mu_{AT}$, e $H_a: \mu_{AB} \neq \mu_{AT}$, já que as variâncias (s_{AB}^2 e s_{AT}^2) eram conhecidas e diferentes. A rejeição da hipótese H_0 se evidencia no caso de $t < t_c$.

Os resultados experimentais foram analisados estatisticamente, empregando-se o *software* Action Stat Pro® acoplado à planilha eletrônica Excel®.

Em relação às partes da tubulação de cobre, foi verificada a média das massas inicial e final, decorridos os respectivos tempos de contato.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos resultados dos parâmetros físico-químicos considerados, obtidos experimentalmente para cada tempo de exposição da tubulação de cobre às águas, foram calculados os parâmetros estatísticos a fim de estimar os intervalos de confiança e testar as hipóteses formuladas.

Ao analisar os resultados estatísticos apresentados na Tabela 3, é possível verificar que os parâmetros temperatura, pH, SDT, cloro livre e cobre apresentaram distribuição normal, de maneira que os testes de Shapiro-Wilk resultaram em $SW_{calculado} > SW_{5\%,4} = 0,748$, característicos para amostra de tamanho $n = 9$, nível de significância ($\alpha = 5\%$) e intervalo de confiança (IC95%), o que permitiu calcular o erro amostral (E) pelo teste *t* de Student.

Já os resultados estatísticos obtidos para os parâmetros dureza e alcalinidade não apresentaram distribuição normal. Dessa maneira, aplicou-se o método não paramétrico de Wilcoxon para a determinação do erro amostral em relação à média, considerando-se nível de significância ($\alpha = 5\%$) e intervalo de confiança (IC95%).

Para cada amostra de água, obtida para cada tempo de exposição, foram calculados os valores do pH saturação e os indicadores de Langelier (LSI), considerando-se os parâmetros físico-químicos obtidos, cujos resultados estão apresentados na Tabela 4.

Na análise estatística desenvolvida a partir dos valores apresentados na Tabela 4, agruparam-se os valores para LSI obtidos em dois grupos (AT e AB), com $n = 36$ e $\alpha = 5\%$. O teste de Shapiro-Wilk resultou em $W_{calculado} < W_{\alpha} = 0,935$, indicando que os dados não possuem distribuição normal e, conseqüentemente,

a impossibilidade da aplicação do teste *t* de Student. Assim, aplicou-se o teste não paramétrico de Wilcoxon, que resultou em $p - valor = 0,460 > \alpha = 0,05$, possibilitando aceitar a hipótese H_0 de que não há diferença estatística para o LSI das amostras líquidas de água bruta (AB) e de água tratada (AT).

Para a concentração de cobre na água, os valores foram agrupados em AB e AT, com $n = 27$ e $\alpha = 5\%$. O teste de Shapiro-Wilk resultou em $W_{calculado} < W_{\alpha} = 0,923$, indicando que os dados não possuem distribuição normal, assim, aplicou-se o teste não paramétrico de Wilcoxon, que resultou em $p - valor = 0,000193 < \alpha = 0,05$, possibilitando rejeitar a hipótese H_0 de igualdade das amostras ou aceitar a hipótese H_1 de diferença dos grupos AT e AB.

Dessa maneira, pode-se afirmar, com 95% de certeza, que a presença de cloro não contribuiu para a alteração do indicador de agressividade da água, ao mesmo tempo que se observou diferença estatística nas concentrações de cobre presente nas amostras AB e AT.

Ao analisar os resultados da Tabela 4, percebe-se que no grupo AT, que continha amostras de águas tratadas com hipoclorito de sódio, decaiu a concentração de cloro livre ao longo do tempo, enquanto se observou o aumento da concentração de cobre.

O consumo do cloro livre presente nas amostras pode estar associado ao processo de corrosão do cobre, conforme descrito na Equação 6.

O aumento da alcalinidade das amostras líquidas contendo água tratada, ao longo do tempo de exposição, pode ser resultado da dissolução do hipoclorito de sódio da água, produzindo hidróxido de sódio (NaOH), que é um alcalinizante ($NaClO + H_2O \rightarrow HClO + NaOH$), conforme apresentado na Equação 4.

Grigoletto *et al.* (2012) mencionam que o ácido hipocloroso residual (HClO) dissolve metais presentes nos encanamentos, pois as reações redox envolvendo o ácido hipocloroso são favorecidas em meio ácido ($2 \cdot HClO + 2 \cdot H^+ + 2 \cdot e^- \rightarrow Cl_2 + 2 \cdot H_2O$; $E^0 = +1,63V$). Assim, metais como cobre ($E^0 = +0,34V$), entre outros, podem ser facilmente oxidados pelo ácido hipocloroso.

Assim, a ação do ácido hipocloroso presente na água tratada (AT) pode ter proporcionado o aumento da concentração de cobre observada em relação à água bruta (AB), conforme apresentado na Tabela 4, já que houve diferença estatística das amostras AB e AT ($p - valor = 0,000193 < \alpha = 0,05$).

No grupo de amostras que continham água bruta (AB) e das que não continham o agente desinfetante, também se observou aumento da concentração de cobre ao longo do tempo, conforme pode ser observado na Tabela 4, corroborando as afirmações de Masters *et al.* (2015), de que a idade da água interfere na corrosão da tubulação.

No caso das amostras de água bruta (AB), atribui-se a corrosão à agressividade corrosiva da água, caracterizada pelo índice de Langelier ($LSI \cong -3,2$), o qual foi influenciado pela concentração do íon H^+ e pela alcalinidade e dureza da água baixas, favorecendo o processo corrosivo da tubulação de cobre, conforme apresentado na Equação 1.

A Tabela 5 apresenta as massas totais das amostras de tubo de cobre medidas antes e depois da exposição por diferentes tempos de contato com a água bruta (AB) e com a água tratada (AT), assim como o percentual de redução da massa e a taxa de corrosão observados.

Conforme apresentado na Tabela 5, a taxa de corrosão da tubulação de cobre, quando exposta à água bruta, variou de 0,0012 cm.ano a 0,0203 cm.ano⁻¹; quando exposta à água tratada, a taxa de corrosão variou de 0,0013 cm.ano⁻¹ a 0,0225 cm.ano⁻¹.

Tabela 3 - Resultados obtidos das análises estatísticas realizadas para os parâmetros físico-químicos considerados e obtidos em função do tempo de exposição e do tipo de água empregada.

Parâmetros estatísticos dos parâmetros físico-químicos considerados		Tempo de exposição (h) considerado para os grupos AB e AT							
		Água bruta (AB)				Água tratada (AT)			
		Branco	720 h	168 h	24 h	Branco	720 h	168 h	24 h
Tamanho da amostra (n)		9	9	9	9	9	9	9	9
Graus de liberdade (gl)		8	8	8	8	8	8	8	8
Intervalo de confiança (IC%)		95	95	95	95	95	95	95	95
Significância (α) (%)		5	5	5	5	5	5	5	5
Temperatura (°C)	Média (\bar{x})	20,1	20,3	20,1	20,1	20,2	20,3	20,1	20,1
	Desvio padrão (s)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	Assimetria (γ)	0,50	0,8	0,9	0,5	0,7	0,8	0,9	0,5
	SW calculado	0,853	0,835	0,830	0,853	0,843	0,835	0,830	0,853
	p-valor (dec.)	0,087	0,057	0,054	0,087	0,069	0,057	0,054	0,087
	Erro amostral (E)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
pH	Média (\bar{x})	6,38	6,37	6,37	6,38	6,36	6,34	6,37	6,36
	Desvio padrão (s)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,06	0,14	0,07
	Assimetria (γ)	-0,35	-0,29	0,01	-0,35	0,37	0,88	-0,10	0,37
	SW calculado	0,864	0,888	0,951	0,863	0,977	0,862	0,898	0,977
	p-valor (dec.)	0,110	0,203	0,772	0,111	0,988	0,109	0,257	0,988
	Erro amostral (E)	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05	0,10	0,05
SDT (mg.L)	Média (\bar{x})	110,397	110,810	110,255	110,392	117,022	81,071	124,483	116,389
	Desvio padrão (s)	0,071	0,015	0,057	0,066	0,051	0,044	0,101	0,176
	Assimetria (γ)	-0,33	-0,69	0,66	-0,77	0,09	-0,43	-0,48	-0,39
	SW calculado	0,939	0,881	0,894	0,868	0,863	0,974	0,972	0,944
	p-valor (dec.)	0,630	0,170	0,230	0,126	0,109	0,977	0,965	0,686
	Erro amostral (E)	0,055	0,011	0,044	0,051	0,039	0,034	0,077	0,135
(*) Dureza (mg.L)	Média (\bar{x})	14,1	14,0	14,0	14,1	14,1	14,1	14,0	14,1
	Desvio padrão (s)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	Assimetria (γ)	-1,60	0,34	0,54	-0,23	-0,19	0,22	0,57	-0,83
	SW calculado	7,58E-05	1,17E-04	2,52E-04	3,08E-04	2,50E-04	4,40E-04	2,86E-04	3,11E-04
	p-valor (dec.)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Erro amostral (E)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
(*) Alcalinidade (mg.L)	Média (\bar{x})	7,6	7,6	7,5	7,6	7,6	9,8	7,8	7,6
	Desvio padrão (s)	0,087	0,097	0,127	0,097	0,093	0,097	0,083	0,078
	Assimetria (γ)	0,82	0,55	0,68	-0,55	0,26	-0,55	0,50	-0,22
	SW calculado	3,12E-05	3,74E-05	7,2E-05	3,77E-05	3,75E-05	5,53E-05	3,23E-05	2,87E-05
	p-valor (dec.)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Erro amostral (E)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cloro livre (mg.L)	Média (\bar{x})	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	0,92	0,63	0,75	0,91
	Desvio padrão (s)	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	0,03	0,01	0,01	0,02
	Assimetria (γ)	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	-0,73	0,09	0,15	-0,73
	SW calculado	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	0,907	0,852	0,937	0,872
	p-valor (dec.)	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	0,319	0,084	0,600	0,137
	Erro amostral (E)	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	0,02	0,01	0,01	0,01
Cobre (mg.L)	Média (\bar{x})	[N.D.]	1,614	1,280	1,060	[N.D.]	1,979	1,415	1,073
	Desvio padrão (s)	[N.D.]	0,067	0,011	0,033	[N.D.]	0,289	0,007	0,044
	Assimetria (γ)	[N.D.]	0,126	0,682	0,047	[N.D.]	-0,680	0,314	-0,116
	SW calculado	[N.D.]	0,936	0,904	0,871	[N.D.]	0,883	0,919	0,916
	p-valor (dec.)	[N.D.]	0,590	0,280	0,130	[N.D.]	0,180	0,420	0,380
	Erro amostral (E)	[N.D.]	0,051	0,008	0,025	[N.D.]	0,222	0,006	0,034

AB: água bruta; AT: água tratada; SDT: sólidos dissolvidos totais; SW: Shapiro-Wilk; N.D.: Não determinado. *Resultados que não possuem distribuição normal. Erro amostral calculado pelo método não paramétrico de Wilcoxon (IC95%; α = 5%).

Fonte: elaborada pelos autores.

Tabela 4 - Valores médios e seus intervalos de confiança para os resultados das análises físico-químicas dos parâmetros considerados e da estimação dos valores de Langelier em função do tempo de exposição e da água empregada (Água bruta e Água tratada).

Parâmetros físico-químicos	Tempo de exposição (h) considerado para os grupos AB e AT							
	Água bruta (AB)				Água tratada (AT)			
	Branco	720 h	168 h	24 h	Branco	720 h	168 h	24 h
Temperatura (°C)	20,1 ± 0,1	20,3 ± 0,1	20,1 ± 0,1	20,1 ± 0,1	20,2 ± 0,1	20,3 ± 0,1	20,1 ± 0,1	20,1 ± 0,1
pH (adimensional)	6,38 ± 0,06	6,37 ± 0,06	6,37 ± 0,06	6,38 ± 0,06	6,36 ± 0,05	6,34 ± 0,05	6,37 ± 0,10	6,36 ± 0,05
SDT (mg.L)	110,397 ± 0,055	110,81 ± 0,011	110,255 ± 0,044	110,392 ± 0,051	117,022 ± 0,039	81,071 ± 0,034	124,483 ± 0,077	116,389 ± 0,135
Dureza (mg.L)	14,1 ± 0,0	14 ± 0,0	14 ± 0,0	14,1 ± 0,0	14,1 ± 0,0	14,1 ± 0,0	14 ± 0,0	14,1 ± 0,0
Alcalinidade (mg.L)	7,6 ± 0,0	7,6 ± 0,0	7,5 ± 0,0	7,6 ± 0,0	7,6 ± 0,0	9,8 ± 0,0	7,8 ± 0,0	7,6 ± 0,0
pH saturação (adimensional)	9,56 ± 0,01	9,56 ± 0,00	9,56 ± 0,00	9,56 ± 0,00	9,56 ± 0,00	9,43 ± 0,01	9,55 ± 0,00	9,56 ± 0,00
LSI (adimensional)	-3,18 ± 0,06	-3,19 ± 0,06	-3,20 ± 0,06	-3,18 ± 0,06	-3,20 ± 0,05	-3,09 ± 0,05	-3,18 ± 0,10	-3,20 ± 0,05
Cloro livre (mg.L)	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	[N.D.]	0,92 ± 0,02	0,63 ± 0,01	0,75 ± 0,01	0,91 ± 0,01
Cobre (mg.L)	[N.D.]	1,614 ± 0,051	1,280 ± 0,008	1,006 ± 0,025	[N.D.]	1,979 ± 0,222	1,415 ± 0,006	1,073 ± 0,034

SDT: sólidos dissolvidos totais; SW: Shapiro-Wilk; N.D.: Concentração não detectável; AB: água bruta; AT: água tratada.

Fonte: elaborada pelos autores.

Tabela 5 - Massas das amostras dos tubos de cobre.

Parâmetro	Tempos de exposição (h)					
	720 h	168 h	24 h	720 h	168 h	24 h
	Água bruta (AB)			Água tratada (AT)		
Massa inicial (g)	514,8145	514,7724	514,9862	514,8033	514,8485	515,0881
Massa final (g)	513,0991	513,4609	514,0280	513,0030	513,4327	514,0248
ΔM - Massa reduzida (g)	1,7154	1,3115	0,9582	1,8003	1,4158	1,0633
Redução (%)	0,33	0,25	0,19	0,35	0,27	0,21
Tc (cm.ano ⁻¹)	0,0012	0,0040	0,0203	0,0013	0,0043	0,0225

AB: água bruta; AT: água tratada.

Fonte: elaborada pelos autores.

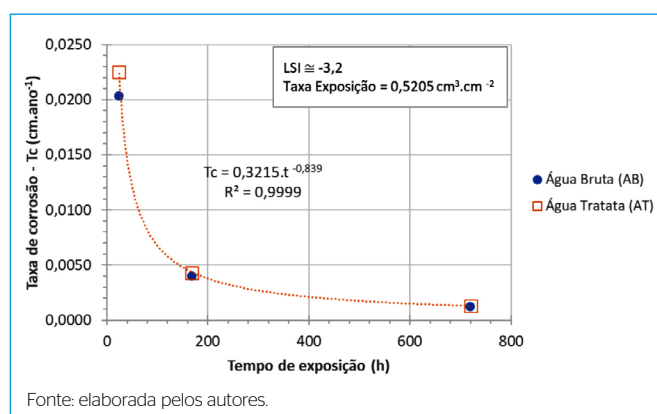
A partir das taxas de corrosão observadas, o grau de corrosividade das tubulações de cobre variaram de “baixo” a “alto”, conforme critério proposto pela NACE (2017), tanto para a água bruta (AB) quanto para a água tratada (AT).

A Figura 1 ilustra a variação das taxas de corrosão observadas quando a tubulação de cobre foi exposta à água bruta (AB) e à água tratada (AT), ambas com LSI \cong -3,2 e taxa de exposição de 0,5205 cm³.cm⁻².

Conforme pode ser observado na , a taxa de corrosão (T_c) variou ao longo do tempo, diminuindo sua magnitude à medida que aumentava o tempo de exposição.

Ávila *et al.* (2018) estudaram o sistema de distribuição de água na cidade de Azogues, no Equador, e observaram velocidades de corrosão em tubulações de cobre que variaram de 0,0012 cm.ano⁻¹ a 0,0010 cm.ano⁻¹ para água sem a presença de cloro livre e com tempo de exposição de 30 e 180 dias, respectivamente, já para água com concentração de 0,85 mg.L⁻¹ de cloro livre, compatível com a amostrada neste trabalho, a velocidade de corrosão variou de 0,0059 cm.ano⁻¹ a 0,0027 cm.ano⁻¹, com tempos de exposição de 30 e 180 dias, respectivamente

Ainda que a pesquisa não tenha representado a totalidade das condições normalmente observadas nos sistemas de distribuição de água até os pontos de consumo, os resultados apresentados trazem informações que devem ser consideradas e aprofundadas em trabalhos futuros.

**Figura 1** - Gráfico de taxas de corrosão da tubulação de cobre quando imersa em águas agressivamente corrosivas.

CONCLUSÕES

Considerando a taxa de exposição do volume de água em relação à área superficial da tubulação de cobre de 0,5205 cm³.cm⁻², observou-se o aumento da concentração de cobre nas amostras líquidas em função do tempo de exposição, variando de 1,006 ± 0,025 mgCu.L⁻¹ a 1,614 ± 0,051 mgCu.L⁻¹, para água

bruta (AB), e de $1,073 \pm 0,034 \text{ mgCu.L}^{-1}$ a $1,979 \pm 0,222 \text{ mgCu.L}^{-1}$, para água tratada (AT).

Ainda que tenham sido observadas diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de cobre presentes nas amostras de água tratada (AT) e bruta (AB), quando expostas a diferentes tempos de contato, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas na agressividade da água.

A velocidade de corrosão variou, de maneira geral, de $0,0010 \text{ cm.ano}^{-1}$ (com mais tempo de exposição) a $0,0179 \text{ cm.ano}^{-1}$ (com menos tempo de exposição), em que, o grupo AB, a variação foi de $0,012 \text{ cm.ano}^{-1}$ a $0,0203 \text{ cm.ano}^{-1}$, enquanto para o grupo AT, de $0,013 \text{ cm.ano}^{-1}$ a $0,0225 \text{ cm.ano}^{-1}$.

Os resultados permitiram comprovar a hipótese de que águas agressivamente corrosivas, em contato com tubulação de cobre, podem proporcionar a corrosão da tubulação metálica, aumentando a concentração de cobre no meio líquido.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de Iniciação Científica; ao Departamento de Hidráulica e ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – SHS/EESC/USP na pessoa do Químico Julio Cesar Trofino, pelo auxílio na realização dos ensaios físico-químicos.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Kellner, E.: Conceituação, Curadoria de Dados, Análise Formal, Obtenção de Financiamento, Investigação, Metodologia, Administração do Projeto, Recursos, Software, Supervisão, Validação, Visualização, Escrita – Primeira Redação, Escrita – Revisão e Edição. Oliveira, F.E.S.: Investigação, Escrita – Primeira Redação.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno / Agência Nacional de Águas. *Agência Nacional de Águas*. Brasília: ANA, 2017. 169p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Method for the examination of water and wastewater. 19. ed. Washington: Byrd Prepress Springfield, 1995.
- ÁVILA, F.G.; BARBA, G.B.; MOSCOSO, S.D.; PINO, L.F.; FERNÁNDEZ, L.R. Dataset of copper pipes corrosion after exposure to chlorine. *Data Brief*, v.19, p. 170-178, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.05.023>
- BADAWY, W.A.; EL-EGAMY, S.S.; EL-AZAB, A.S. The electrochemical behavior of leaded brass in neutral Cl and SO₄ media. *Corrosion Science*, v. 37, n.12, p. 1969-1979, 1995.
- BONHAM, M.; O'CONNOR, J.; HANNIGAN, B.; STRAIN, J. The immune system as a physiological indicator of marginal copper status? *British Journal of Nutrition*, v. 87, n. 5, p. 393-403, 2002. <https://doi.org/10.1079/BJN2002558>
- BRASIL. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. *Conselho Nacional de Meio Ambiente*, Brasília, 2008.
- BRASIL. Portaria nº 443/BSB, de 03 de outubro de 1978. Estabelece os requisitos sanitários mínimos a serem obedecidos no projeto, construção, operação e manutenção dos serviços de abastecimento público de água para consumo humano. *Ministério da Saúde*, Brasília, 1978.
- BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5/2017 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. *Ministério da Saúde*, Brasília, 2017.
- BREWER, G.J. The Risks of Copper Toxicity Contributing to Cognitive Decline in the Aging Population and to Alzheimer's Disease. *Journal of the American College of Nutrition*, v. 28, n. 3, p. 238-242, 2013a. <https://doi.org/10.1080/07315724.2009.10719777>
- BREWER, G.J.; KAUR, S. Zinc deficiency and zinc therapy efficacy with reduction of serum free copper in Alzheimer's disease. *International Journal of Alzheimer's Disease*, p. 4, 2013b. <https://doi.org/10.1155/2013/586365>
- CANADA. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality*. Ontario: Health Canada, 2020. Disponível em: https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/summary-table-EN-2020-02-11.pdf. Acesso em: 12 jun. 2020
- DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). *Usos dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo*. São Paulo: DAEE, 2020. Disponível em: <http://www.aplicacoes.dae.sp.gov.br/usuarios/daeeusuariosDpo.asp>. Acesso em: 02 ago. 2020.
- DESLOUIS, C.; MATTOS, O.R.; MUSIANI, M.M.; TRIBOLLET, B. Comments on mechanisms of copper electrodisolution in chloride media. *Electrochimica Acta*, v. 38, n. 18, p. 2781-2783, 1993. [https://doi.org/10.1016/0013-4686\(93\)85099-K](https://doi.org/10.1016/0013-4686(93)85099-K)
- DI BERNARDO, L. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. v. 2. Rio de Janeiro: ABES, 1993.
- GARCÍA-ÁVILA, F.; DEL PINO, L.F.; BONIFAZ-BARBA, G.; ZHINDÓN-ARÉVALO, C.; RAMOS-FERNÁNDEZ, L.; GARCÍA-ALTAMIRANO, D.; VÁZQUEZ-GARCÍA, S.; SÁNCHEZ-ALVARRACÍN, C. Effect of residual chlorine on copper pipes in drinking water systems. *Journal of Engineering Science and Technology Review*, v. 12, n. 2, p.119-126, 2019.
- GENTIL, V. *Corrosão*. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC; 2014.
- GRIGOLETTO, T.L.B.; FUZARI, B.H.C.; ANDRADE, A.R.; CAMPOS, M.L.A.M.; GERLACH, R.F.; SANTOS, J.E.T. Fatores Químicos e Físicos que afetam a contaminação por Chumbo e Cobre em água potável: Uma abordagem para o estudo de caso em Química Analítica. *Química Nova*, v. 35, n. 10, p. 1995-2001, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422012001000020>
- HACH COMPANY. *Langelier and Aggressive Indices*. Method 8073. 2017. Disponível em: https://www.hach.com/cms-portals/hach_com/cms/documents/pdf/Methods-Guidelines/Langelier-aggressive-indices-method-8073.pdf. Acesso em: 15 maio 2020.

HERNÁNDEZ, R.B.P.; TRIBOLLET, B.; AOKI, I.V.; MELO, H.G. Electrochemical impedance spectroscopy investigation of the electrochemical behaviour of copper coated with artificial patina layers and submitted to wet and dry cycles. *Electrochimica Acta*, v. 56, p. 2801-2814, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2010.12.059>

JESUS, A.C.N. *Estudos dos parâmetros*: Teor de NaCl e Acabamento superficial, na resistência à corrosão por Pite em tubos de cobre. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de tecnologia nuclear - materiais) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nuclerares (IPEN), São Paulo, 2008.

LANE, R.W. *Control of Scale and Corrosion in Building Water Systems*. New York: McGraw Hill, 1993.

LANGELIER, W.F. The Analytical Control of Anticorrosion Water Treatment. *Journal of American Water Works Association*, v. 28, n. 10, p. 1500-1521, 1936.

LIU, Q.; HAN, W.; HAN, B.; SHU, M.; SHI, B. Assessment of heavy metals in loose deposits in drinking water distribution system. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 7, 2018.

MACÊDO, E.M.; AMORIM, M.A.F.; SILVA, A.C.S.; CASTRO, C.M.M.B. Efeitos da deficiência de cobre, zinco e magnésio sobre o sistema imune de crianças com desnutrição grave. *Revista Paulista de Pediatria*, v. 28, n. 3, p. 329-36, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0103-05822010000300012>

MASTERS, S.; PARKS, J.; ATASSI, A.; EDWARDS, M.A. Distribution system water age can create premise plumbing corrosion hotspots. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, n. 9, p. 1, 2015. <http://doi.org/10.1007/s10661-015-4747-4>

MESQUITA, A.P.; KELLNER, E. Avaliação do Índice de Langelier em sistemas de distribuição de água de São Carlos (SP), suprido por manancial subterrâneo: Estudo de estabilização. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 3, n. 14, 12 p, 2015. <http://doi.org/10.17271/2318847231420151031>

MESTRINHO, S.S.P. Qualidade das Águas. In: GONÇALES, V.G.; GIAMPÁ, C.E. (Eds). *Águas Subterrâneas e Poços Tubulares Profundos*. 1.ed. São Paulo: Signus Editora, p.100-136, 2006.

MONTES, J.C.; HAMDANI, F.; CREUS, J.; TOUZAIN, S.; CORREC, O. Impact of chlorinated disinfection on copper corrosion in hot water systems. *Applied Surface Science*, v. 314, n. 30, p. 686-696, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2014.07.069>

NACE INTERNACIONAL. *SPO775-2017, Preparation, Installation, Analysis, and Interpretation of Corrosion Coupons in Oilfield Operations*. Houston: NACE International, 20 p, 2017.

NOURMORADI, H.; MIRBAGHERI, S.A.; MORADNEJADI, K.; KAZEMBEIGI, F.; SHAMSIZAD, M. Determination of corrosion and scaling levels of drinking

water in distribution system: A study in Saraleh city (Ilam), western of Iran. *Journal of Basic Research in Medical Sciences*, v. 3, n. 3, p. 21-27, 2016. <https://doi.org/10.18869/acadpubjbrms.3.3.21>

PIAI, K.A.; FERREIRA, P.C.; TREVILATO, T.M.B.; SEGURA-MUÑOZ, S.I. Análise dos níveis de metais em águas subterrânea coletada à montante e jusante do aterro sanitário de Ribeirão Preto, Brasil. *Águas Subterrâneas*, v. 20, n.1, p.131-138, 2006. <https://doi.org/10.14295/ras.v20i1.9726>

PORTUGAL. Decreto Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto de 2007. *Diário da República*, Lisboa, 27 de agosto de 2007. Disponível em: https://www.epal.pt/EPAL/docs/default-source/agua/legisla%C3%A7%C3%A3o-aplic%C3%A1vel/dl306_2007.pdf?sfvrsn=2. Acesso em: 12 jun. 2020

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Série Histórica. Agrupamento dinâmico de indicadores e informações agradas. Anos 2009 e 2019. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>

SPARKS, D.L.; SCHREURS, B.G. Trace amounts of copper in water induce beta-amyloid plaques and learning deficits in a rabbit model of Alzheimer's disease. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 100, n. 19, p. 11065-11069, 2003. <https://doi.org/10.1073/pnas.1832769100>

SQUITTI, R.; PASQUALETTI, P.; DAL FORNO, G.; MOFFA, F.; CASSETTA, E.; LUPOI, D.; VERNIERI, F.; ROSSI, L.; BALDASSINI, M.; ROSSINI, P.M. Excess of serum copper not related to ceruloplasmin in Alzheimer disease. *Neurology*, v. 64, n. 6, p. 1040-1046, 2005. <https://doi.org/10.1212/01.WNL.0000154531.79362.23>

TAM, Y.S.; ELEFSINIOTIS, P. Corrosion control in water supply systems: Effect of pH, alkalinity, and orthophosphate on lead and copper leaching from brass plumbing. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, v. 44, n. 12, p. 1251-1260, 2009. <https://doi.org/10.1080/10934520903140009>

TAVANPOUR, N.; NOSHADI, M.; TAVANPOUR, N. Scale Formation and Corrosion of Drinking Water Pipes: A Case Study of Drinking Water Distribution System of Shiraz City. *Modern Applied Science*, v. 10, n. 3, 2016. <https://doi.org/10.5539/mas.v10n3p166>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). National Primary *Drinking Water Regulations: Lead and Copper Rule Revisions*. Docket ID No. EPA-HQ-OW-2017-0300. Washington: USEPA, 2019, 91 p. Disponível em: <https://www.regulations.gov/document?D=EPA-HQ-OW-2017-0300-0001> Acesso em: 12 jun. 2020.

VAZ, E.L.S.; CODARO, E.N.; ACCIARI, H.A. Uma Experiência de Corrosão Metálica em Meio Ácido. *Revista Virtual de Química*, v. 5, n. 4, p. 724-733, 2013. <https://doi.org/10.5935/RVQ.V5I4.321>