

INTRODUÇÃO

O reuso de águas residuárias domésticas é uma importante ferramenta de gestão integrada dos recursos hídricos, uma vez que permite reduzir a demanda por água de boa qualidade e diminuir o lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores. Além disso, as águas residuárias são fontes potenciais de água e nutrientes para as culturas agrícolas. Entretanto, as águas residuárias domésticas possuem microrganismos patogênicos que devem ser inativados antes da sua disposição final no solo (QUELUZ et al., 2015).

A qualidade da água ou a falta dela está em constante discussão no semiárido brasileiro, elaborar métodos, pode minimizar problemas e inserir a água cinza como importante protagonista na agricultura. Por esta razão, se faz importante elaborar discussões visando à consciência local, incorporada as boas práticas sustentáveis, como por exemplo, a utilização do tanque séptico, empregado para coleta e tratamento do lodo e da gordura (ABNT, 1993), juntamente com o filtro anaeróbico de fluxo ascendente, utilizado na remoção de sólidos suspensos e Demanda Bioquímica de Oxigênio (ABNT, 1997) e a utilização do reator ultravioleta artificial na desinfecção do efluente, de forma a possibilitar o reuso seguro da água para fins agrícolas, conforme as recomendações de Queluz et al. (2015) e Feitosa (2016).

Segunda a USEPA (1999), a radiação ultravioleta é capaz de inativar o material nuclear (DNA OU RNA) dos microrganismos patogênicos, que consiste na reação fotoquímica provocada pela luz proveniente das lâmpadas, dificultando o desempenho das funções celulares destes organismos. A radiação ultravioleta no espectro eletromagnético posiciona-se entre a luz visível e os raios X. A inativação dos microrganismos está associada à intensidade e tempo de exposição à radiação ultravioleta, além ainda da altura de lâmina de efluente e da uniformidade da distribuição da radiação ultravioleta no interior do reator (BILOTTA, 2000). De acordo com Souza et al. (2012), quando se trata do mesmo tempo de exposição, a eficiência varia de acordo com o número de lâmpadas utilizadas no interior do reator.

Nesta perspectiva, este trabalho tem como objetivo aperfeiçoar e monitorar o desempenho de uma estação de tratamento e uso agrícola de água cinza instalada na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN, Brasil. Tendo como objetivos averiguar se a estação apresenta bom desempenho quanto à remoção de atributos físico-químico presentes na água cinza e analisar se o aumento no número de lâmpadas ultravioletas é suficiente para o decaimento do nível populacional de *E. Coli* de forma a atender aos padrões de reuso agrícola e florestal.

REVISÃO TEÓRICA

Água cinza por definição são águas provenientes dos resíduos domésticos em contato com água de abastecimento. Nesse grupo, estão inclusas águas oriundas da pia de louça e lavagem de roupa, como também efluentes do chuveiro e lavatório de mãos do banheiro, com exceção da água do vaso sanitário (BOYJOO et al., 2013).

De acordo com Li et al. (2009), dentre os efluentes gerados em ambientes residenciais a água cinza representa um quantitativo em torno de 50 a 80% do volume de água residuária doméstica gerada pelas

famílias, sendo considerada uma boa fonte para reuso de água.

O reuso da água cinza pode apresentar diversas vantagens, além do menor nível populacional de agentes patogênicos em relação à água negra. Esta contém apenas 30% da fração orgânica, com cerca de 9 a 20% de nutrientes tornando-se assim uma boa alternativa para uso com fins agrícolas ou florestais, como também pode ser utilizada na descarga de vasos sanitários de banheiros e usos externos, como irrigação de jardim. A sua variação ocorre de acordo com os hábitos e a realidade de cada residência. Por outro lado, sem o devido tratamento, a água cinza pode causar riscos à saúde, pois apresenta uma série de produtos químicos provenientes de sabões, detergentes e sais como também milhões de bactérias patogênicas, sendo assim de suma importância passar por um tratamento adequado, antes de sua utilização (MELHEM et al., 2015).

No tratamento das águas cinza, diversas técnicas são recomendadas, porém o uso conjunto de tanque séptico e filtro orgânico destaca-se pela boa eficiência na remoção de poluentes e pelo baixo custo de instalação e operação (FEITOSA, 2016). Os critérios fundamentais para avaliar a qualidade da água para fins de irrigação são a salinidade, os riscos a saúde humana e os efeitos dos íons dissolvidos (CHHABRA, 1996). Os sólidos dissolvidos também merecem atenção, devido aos seus efeitos para o crescimento das culturas, já que os sais dissolvidos aumentam o potencial osmótico da água e, conseqüentemente provoca o aumento na pressão osmótica da solução do solo, elevando a quantidade de energia que as plantas devem gastar para absorver água (PESCOD, 1992).

O semiárido brasileiro demanda tecnologias eficientes, de fácil operação, de baixo custo relativo e que não empreguem produtos químicos em alguma etapa de tratamento. Neste sentido, destacam-se o sistema composto por tanque séptico, filtro anaeróbio e reator ultravioleta artificial, estudado por Cunha (2018). Segundo a NBR 7229/1993 (ABNT, 1993), o tanque séptico de câmaras em série é uma unidade com dois ou mais compartimentos contínuos, dispostos sequencialmente no sentido do fluxo do líquido e interligados adequadamente, nos quais devem ocorrer, conjunta e decrescentemente, processos de flotação, sedimentação e digestão.

A NBR 13969/1997 (ABNT, 1997) define filtro anaeróbio como um reator biológico com água residuária doméstica ou sanitária em fluxo ascendente, composto de uma câmara inferior vazia e uma câmara superior preenchida com meio filtrante submerso, onde atuam microrganismos facultativos e anaeróbios, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica.

A combinação de tanque séptico a filtro anaeróbio, no tratamento de águas residuárias domésticas, pode remover até 85% da Demanda Bioquímica de Oxigênio e até 90% dos sólidos suspensos totais, entretanto elementos químicos como amônia e fósforo não são removidos com eficiência nesse tipo de tratamento (VON SPERLING, 2014).

O reator ultravioleta artificial é um dispositivo com cúpula refletora dotado internamente de lâmpadas germicidas, de longa duração e baixa pressão de vapor de mercúrio com 85% da energia emitida em 254 nm que está inserido na faixa do UV C, dispostas sobre a água residuária e paralelamente ao seu escoamento (BILOTTA et al. 2012). Os referidos autores concluíram que o uso de lâmpadas germicidas com

emissão de radiação em 254 nm se mostrou bastante positivo no controle de indicadores patogênicos no tratamento terciário de água residuária doméstica; alcançando uma remoção de 1,70 a 3,90 log na inativação de colifagos e 1,60 a 5,20 log para *Escherichia coli*, com dosagens correspondentes a 123,0 e 247,0 mWs cm⁻². A radiação ultravioleta (UV), quando utilizada para o tratamento terciário de águas residuárias domésticas, afeta as cadeias do ácido desoxirribonucleico (DNA) dos microrganismos causando a perda da sua atividade biológica seguida da morte celular, pela incapacidade de se reproduzirem (QUELUZ et al., 2014).

Nesse sentido, as fontes de radiação ultravioleta artificial mais comumente utilizada são as lâmpadas de mercúrio convencionais, pois é uma tecnologia promissora para o tratamento de águas residuárias, que promove a degradação dos compostos organometálicos sob influencia do tempo de irradiação, oscilação entre as faixas de luz UV de 206 a 254 nm (ZHAO et al., 2011), uma vez que, atua de forma eficiente na inativação de microrganismos patogênicos (HALLMICH et al. 2010) e como inibidores de corrosão e biocidas (CRUZ et al., 2012). Além da ação germicida, a radiação ultravioleta artificial de 254 nm possui energia de fóton suficiente para provocar alterações (ácido desoxirribonucleico) no DNA e (ácido ribonucleico) RNA dos microrganismos atingidos (BILOTTA et al. 2012). Dessa forma, as alterações do RNA das células são menos expressivas e são reversíveis (BITTON, 1994; WEF, 1996), enquanto, as alterações do DNA das células promovem a inativação de patógenos, tanto no tratamento de água de abastecimento quanto esgoto doméstico (WEF, 1996; USEPA,1999).

METODOLOGIA

Localização da área experimental

O presente trabalho foi realizado, no período de quatro meses, na Área experimental do Centro de Multiplicação de Animais Silvestres (CEMAS) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), localizado entre as coordenadas geográficas 5°12'45,90" S, 37°18'36,54" O e com altitude de 40 m, em Mossoró-RN, Brasil. Na Figura 1 está apresentada a imagem de localização do CEMAS.

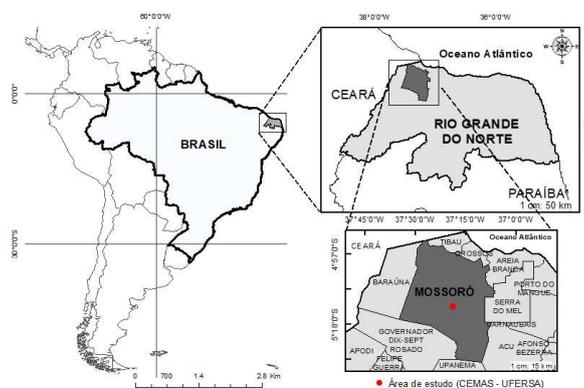


Figura 1: Imagem de localização da área experimental no Centro de Multiplicação de Animais Silvestres (CEMAS) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN, Brasil.

Em Mossoró, o clima é do tipo BSh', quente e seco, com estação chuvosa concentradas entre maio e julho e intensa seca de setembro a dezembro, como evidenciado no trabalho de Alvares et al. (2013).

Apresentação do sistema compacto de tratamento e uso agrícola de água cinza

O sistema compacto de tratamento e uso agrícola de água cinza foi dimensionado com base nas diretrizes da NBR 7.229 (ABNT, 1993) e da NBR 13.969 (ABNT, 1997) para atender uma vazão máxima de 400 L d⁻¹ de água cinza, gerada por quatro pessoas, conforme relatado no trabalho de Cunha (2018). Este sistema é composto por um tanque de equalização, um tanque séptico, um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, um reator ultravioleta artificial, uma vala de infiltração e uma área para reuso agrícola e florestal, como esquematizado na Figura 2. Na Figura 3 está apresentada uma vista lateral do sistema compacto de tratamento e uso agrícola de água cinza instado no CEMAS/UFERSA.

O tanque de equalização foi utilizado na homogeneização das águas cinza oriundas do chuveiro, das pias do banheiro, cozinha e do tanque de lavagem de roupas, em seguida a água cinza homogeneizada foi encaminhada ao tanque séptico. O tanque de equalização foi construído em alvenaria de tijolos e revestido internamente com argamassa adicionada de material impermeabilizante, tendo as dimensões internas de 0,30 m de lado e 0,30 m de profundidade, como relatado por Cunha (2018).



Figura 2: Ilustração do sistema compacto de tratamento e uso agrícola e florestal de águas cinzas. **Nota:** 1 - Tanque de equalização; 2 - Tanque séptico; 3 - Filtro anaeróbio; 4 - Reator ultravioleta artificial; 5 - Vala de infiltração; e 6 - Área de reuso agrícola e florestal (6).

O tanque séptico foi construído com duas câmaras em série visando flotar, sedimentar e digerir resíduos orgânicos contidos na água cinza oriunda do tanque de equalização. Este foi construído nas dimensões internas de 1,70 m de comprimento, 0,95 m de largura e 1,4 m de profundidade, empregando-se alvenaria de tijolos, laje pré-moldada e revestimento interno adicionado de material impermeabilizante. No seu dimensionamento para o efluente gerado por quatro pessoas, empregando-se a NBR 7.229 (ABNT, 1993), foi utilizada a contribuição de lodo fresco de 1 L habitante⁻¹ d⁻¹; contribuição de água cinza de 100 L habitante⁻¹ d⁻¹; tempo de detenção hidráulica de um dia; e taxa de acúmulo de lodo digerido de 217 dias, para um intervalo entre limpeza de quatro anos e temperatura ambiente acima dos 20°C, conforme descrito por Cunha (2018). Na Figura 3 está apresentada uma vista lateral do sistema compacto de tratamento e uso agrícola de água cinza instado no CEMAS/UFERSA.

No filtro anaeróbio de fluxo ascendente ocorreu a estabilização da matéria orgânica, bem como a remoção de sólidos suspensos totais da água cinza oriunda do tanque séptico. Este foi dimensionado para atender o efluente gerado por quatro pessoas, seguindo as recomendações da NBR 13.969 (ABNT, 1997),

onde se considerou contribuição de água cinza de $100 \text{ L habitante}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de um dia. Segundo Cunha (2018), este dispositivo foi revestido internamente, com argamassa adicionada de material impermeabilizante, e possui dimensões internas de 1,0 m de lado e 1,40 m de profundidade, tendo como elemento filtrante a brita gnaíse nº 1.



Figura 3: Vista lateral do sistema compacto de tratamento e uso agrícola e florestal de águas cinza. **Nota:** 1 - Tanque de equalização; 2 - Tanque séptico; 3 - Filtro anaeróbico; 4 - Reator ultravioleta artificial; 5 - Vala de infiltração e 6 - Área de reuso agrícola e florestal (6).

No reator ultravioleta artificial (Figura 4) ocorre a redução do nível populacional de *E. coli* por meio da exposição da água cinza do filtro anaeróbico à radiação UV C (254 nm) gerada por quatro lâmpadas germicidas de 30 W (modelo G30WT8 da HALOTECH e vida útil de 8000 h). De acordo com Cunha (2018), este dispositivo foi construído em alvenaria de tijolos, revestido internamente com material impermeabilizante e pintado com tinta refletiva, tendo seção quadrada de 1,94 m de lado e 0,43 m de profundidade, possui, internamente, uma régua de 0,43 m, com precisão de 1 cm, para auxiliar na medição da vazão de água cinza.



Figura 4: Vistas do reator ultravioleta artificial.

A água cinza tratada no reator ultravioleta artificial pode ser disposta no ambiente da seguinte forma: a) Vala de infiltração dimensionada com base nas diretrizes da NBR 13.969 (ABNT, 1997), considerando contribuição de água cinza de $100 \text{ L habitante}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e coeficiente de infiltração de $130 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, sendo construída com 0,50 m de largura, 6,0 m de largura e 0,50 m de profundidade, possuindo, internamente, uma tubulação em PVC com diâmetro nominal de 100 mm, dotado de perfurações de diâmetro de 0,01 m, conforme relatado por Cunha (2018); ou b) Ser empregada para fins agrícolas e florestais em pesquisas da UFERSA.

Aperfeiçoamento do sistema compacto de tratamento e uso agrícola e florestal de água cinza

Para atender ao padrão de reuso agrícola e florestal de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mL, estabelecido na Resolução COEMA n° 2/2017 (CEARÁ, 2017) para cultivos agrícolas não consumidos crus, foi necessário aumentar a eficiência de remoção de *E. coli* pelo reator ultravioleta artificial. Para isso, ampliou-se o número de lâmpadas germicidas de 30 W de duas para quatro, passando; a altura de lâmina de água cinza foi alterada para 0,11m; a distância entre as lâmpadas germicidas foi reduzida para 0,10 m; e a distância entre as lâmpadas e a superfície da água cinza também foi alterada para 0,10 m. Deve ressaltar que a maior dimensão das lâmpadas germicida foi posicionada sempre no sentido do escoamento da água cinza dentro do reator, conforme recomendação de Bilotta et al. (2012). O reator operou com o tempo de acionamento das lâmpadas germicidas de 1 h proposto por Feitosa (2016) e Cunha (2018) para águas cinza.

Determinação da vazão da estação compacta de tratamento de água cinza

A determinação da vazão média da estação de tratamento e uso agrícola e florestal de água cinza foi obtida pelo método gravimétrico, realizado durante o período de amostragem e caracterização físico-química e microbiológica da água cinza.

A vazão média foi determinada dividindo-se o volume de água cinza, gerado na residência um dia antes da amostragem, pelo respectivo tempo de geração de efluente. Este volume foi quantificado no reator ultravioleta artificial, que possui uma régua graduada em centímetros para a leitura do nível do efluente, cujo valor foi multiplicado pela área de seção do reator ultravioleta artificial (3,76 m²), conforme proposto por Cunha (2018) e descrito na equação 1.

$$V = \frac{3,76 \cdot A}{P} \quad 1$$

Em que:

V - Vazão, m³ d⁻¹;

3,76 - Área de seção do reator ultravioleta artificial, m²;

A - Altura de lâmina de água cinza tratada armazenada no reator ultravioleta artificial, m; e

P - Período de tempo onde ocorre a geração de água cinza na residência, d.

Monitoramento da estação compacta de tratamento e uso agrícola e florestal de água cinza

A avaliação do desempenho do sistema de tratamento e uso agrícola de água cinza foi realizado por meio de quatro amostragens e caracterizações físico-químicas e microbiológicas da água cinza no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU).

A amostragem da água cinza foi realizada em média a cada 32 dias, durante 4 meses, sempre no horário das 08h às 10h. As amostras coletadas foram preservadas em caixa isotérmica com gelo a 4°C até a realização das análises no Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAM) ambos pertencentes à UFERSA.

No LASAM realizaram as seguintes análises físico-químicas e microbiológicas das amostras de ETE e ERU: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos totais (ST), coliformes totais e *E. coli*.

A temperatura da água cinza foi medida *in loco* com o auxílio de um termômetro analógico com precisão de 0,2°C. Os procedimentos de amostragem, preservação e análises físico-químicas e microbiológicas da água cinza seguiram as recomendações técnicas do *Standart methods for examination of water and wastewater* (RICE et al., 2012) e da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (SILVA, 2009).

O desempenho da estação compacta de tratamento e reuso agrícola e florestal de água cinza foi representado pela remoção das características físico-químicos e microbiológicos, conforme apresentado na equação 2.

$$Re = \left(1 - \frac{ERU}{ETE}\right) \cdot 100 \quad 2$$

Em que:

Re - Remoção dos atributos físico-químicos e microbiológicos ocorridas na estação compacta de tratamento e reuso agrícola e florestal de água cinza, %;

ERU - Valores dos atributos físico-químicos e microbiológicos das amostras coletadas no reator ultravioleta artificial; e

ETE - Valores dos atributos físico-químicos e microbiológicos das amostras coletadas no tanque de equalização.

Delineamento e análise estatística dos dados

O experimento foi montado no delineamento inteiramente casualizado com quatro repetições no tempo (amostragens de quatro meses), tendo os pontos de coleta ETE (Água cinza coletada no tanque de equalização) e ERU (Água cinza coletada no reator ultravioleta artificial) como tratamentos.

Utilizou-se nos atributos físico-químicos, bioquímico e microbiológicos da água cinza a estatística descritiva, empregando média e desvio padrão aritméticos aos atributos físico-químicos e bioquímico e média e desvio padrão geométrico aos atributos microbiológicos, como proposto por Von Sperling (2001). Os atributos físico-químicos, bioquímico e microbiológicos foram também submetidos à análise de variância, empregando-se o teste F a 1 e 5% de probabilidade. As médias foram comparadas utilizando-se o teste Tukey a 5% de probabilidade.

Aplicou-se a correlação de Pearson, descrita pela equação 3, aos atributos TB, SST, ST, DBO, DQO, *E. coli* e CT a 5% de probabilidade pelo teste “t” de Student. Segundo Galarça et al. (2010), o coeficiente de correlação de Pearson é representado pela letra r e assume valores de -1 a 1. Assim (r = 1), representa a correlação perfeita e positiva entre duas variáveis, (r = -1), representa correlação perfeita negativa entre duas variáveis, ou seja, enquanto uma aumenta a outra diminui, à medida que se aproxima do 1 vai ficando perfeita a correlação. Brito et al. (2003) classifica a correlação de Pearson em Perfeita (r = 1), Fortíssima (0,91 < r < 0,99), Forte (0,61 < r < 0,91), Média (0,31 < r < 0,60), Fraca (0,01 < r < 0,30) e Nula (r = 0).

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n \left[x_i - \left(\frac{1}{n} \right) \cdot \sum_{i=1}^n x_i \right] \cdot \left[y_i - \left(\frac{1}{n} \right) \cdot \sum_{i=1}^n y_i \right]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n \left[x_i - \left(\frac{1}{n} \right) \cdot \sum_{i=1}^n x_i \right]^2 \cdot \sum_{i=1}^n \left[y_i - \left(\frac{1}{n} \right) \cdot \sum_{i=1}^n y_i \right]^2}} \quad 3$$

Em que:

 x_1, x_2, \dots, x_n e y_1, y_2, \dots, y_n são os valores medidos das variáveis em estudo

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Vazão da estação compacta de tratamento e uso agrícola e florestal de água cinza

Na Tabela 3 estão apresentados as datas das avaliações de desempenho da estação compacta de tratamento e reuso agrícola e florestal de água cinza.

Tabela 3: Datas das avaliações, valores das lâminas reator ultravioleta e da vazão de água cinza no sistema compacto de tratamento e reuso agrícola e florestal de água cinza.

Período	Lâminas no reator ultravioleta (m)	Vazão ($m^3 d^{-1}$)
Mês 1	0,124	0,47
Mês 2	0,100	0,38
Mês 3	0,110	0,41
Mês 4	0,120	0,45
Média	0,114	0,43

Constou-se, nessa tabela, que a vazão média de água cinza variou de 0,38 a 0,47 $m^3 d^{-1}$, tendo 0,43 $m^3 d^{-1}$ como a vazão média. Estes valores foram superiores a faixa de 0,17 a 0,25 $m^3 d^{-1}$ encontrados por Cunha (2018), que operou a mesma estação no período de outubro e novembro de 2017. Este fato pode ser atribuído ao aumento no número de visitantes na residência situada no CEMAS/UFERSA, no período do experimento.

Comportamento dos atributos físico-químicos presentes nas amostras de água cinza

Estão apresentados na Tabela 4 os valores dos atributos e físico-químicos das amostras de água cinza coletadas no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU), ao longo do período experimental.

Tabela: Valores e médias dos atributos físicos e físico-químicos das amostras de água cinza coletadas no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU), bem como os padrões de comparação e as remoções alcançadas pelo sistema.

Atributos	Unidade	19/07/2018		04/09/2018		02/10/2018		23/10/2018	
		ETE	ERU	ETE	ERU	ETE	ERU	ETE	ERU
T	°C	28,0	30,0	28,4	30,6	29,0	31,0	29,2	31,3
TB	UNT	631	52	760	26,4	506	15,6	1170	8,57
ST	mg L ⁻¹	1816	767	1965	704	1221	722	2247	683
SST	mg L ⁻¹	530	25	830	43	995	55	2930	30
CE	dS m ⁻¹	1,23	1,4	1,3	1,5	1,08	1,14	1,03	1,05
pH	-	5,85	7,40	7,56	8,18	6,73	7,74	7,46	7,24
Atributos	Unidade	Média e desvio padrão de ECP		Média e desvio padrão de ERU		Padrões		Remoção (%)	
T	°C	28,7 ± 0,55		30,8 ± 0,56		40°C ⁽¹⁾		-	
TB	UNT	766,8 ± 288,14		25,64 ± 19,04		5,0 ⁽²⁾		96,70	
ST	mg L ⁻¹	1812 ± 433		719 ± 36		-		60,30	
SST	mg L ⁻¹	1321 ± 1090		38 ± 13		100 ⁽¹⁾		97,11	
pH	-	6,90 ± 0,79		7,64 ± 0,42		6,0 - 8,5 ⁽¹⁾		-	
CE	dS m ⁻¹	1,16 ± 0,13		1,27 ± 0,21		3,0 ⁽¹⁾		-	

Nota: T - Temperatura da água cinza; TB - Turbidez; UNT - Unidade nefelométrica de turbidez; ST - Sólidos totais; SST - Sólidos suspensos totais; CE - Condutividade elétrica; pH - Potencial hidrogeniônico; ⁽¹⁾ Resolução COEMA n° 2/2017 (CEARÁ, 2017); ⁽²⁾ NBR 13.969/97 (ABNT, 1997).

Durante o período da amostragem, em média a temperatura da água cinza (T) aumentou, passando de 28,7 °C para 30,08 °C. Para lançamento em corpos hídricos receptores, a Resolução CONAMA n° 430/11 (BRASIL, 2011) estabelece que a T deverá ser inferior a 40 °C e não exceder a 3°C no limite da zona de mistura, desde que não comprometa os usos previstos para o corpo d'água. Portanto, pode-se inferir que água cinza bruta e tratada está dentro do padrão de lançamento de efluentes.

Os valores de T das amostras seguiram as oscilações naturais da temperatura do ar, conforme seus aspectos de sazonalidade. Vista que, a coleta foi realizada em diferentes períodos do ano, onde os meses de setembro e outubro são os mais quentes, como se pode observar na Tabela 4. Todavia, isso pode ter influenciado diretamente em T antes e após o tratamento. A amostra coletada no reator apresentou pequena elevação de T em comparação ao tanque de equalização fato que pode ter sido provocado pelo contato da água cinza do tanque séptico com o piso e as paredes do reator ultravioleta artificial, enquanto o tanque de equalização possui tampa e impede aquecimento por incidência da radiação solar.

Segundo Derisio (2012), é de suma importância avaliar as oscilações de T, devido à intensidade de calor que água foi submetida. A T influencia diretamente na proporção de gases dissolvidos nos líquidos, sendo que o aumento de T no meio aquático implica na redução da quantidade de gases disponíveis, inclusive do oxigênio dissolvido.

Em média os valores de TB em ETE e ERU foram de 766,8 e 25,64 UNT, respectivamente, tendo remoção média de 96,70% (Tabela 4), superior à obtida por Feitosa et al. (2011) em uma estação compacta de tratamento e uso agrícola de água cinza. Apesar da grande remoção, ERU apresentou valores de TB superiores ao limite de 30 UNT, estabelecido pela USEPA (1999), para desinfecção de efluentes com radiação ultravioleta. Nota-se que as amostras apresentaram valores de TB acima do exigido pela NBR 13969/1997 (ABNT, 1997), classe 3 (reuso nas descargas sanitárias) em vista que o mínimo exigido é de 10,00 UNT. Somente na última coleta o efluente tratado apresentou turbidez de 8,57 UNT, pouco abaixo do limite recomendado pela NBR 13969/1997 para água classe 3.

Possivelmente a TB tem interferência direta na eficiência de remoção de microrganismos pela radiação ultravioleta, uma vez que quanto maior for a TB, menor será a penetração da radiação no meio líquido. Essa eficiência é mais acentuada quando a água cinza apresenta TB inferior a 30 UNT (USEPA, 1999). A TB elevada como também a presença de muitas partículas no efluente, pode criar barreiras à penetração da radiação e consequentemente configurar-se como proteção aos microrganismos. A TB é um atributo correlacionado diretamente com o potencial de absorção de radiação ultravioleta, devido a sua capacidade de impedimento da penetração da luz através de um líquido. A regulamentação em relação aos níveis de TB para água cinza varia de acordo com as normas de cada país; no Reino Unido, por exemplo, para efluentes tratados com TB superior a 10 UNT podem ser reutilizadas principalmente em descargas de vasos sanitários. Em contrapartida na Califórnia a água cinza para os mesmos fins, deve apresentar uma turbidez menor que 2,00 UNT (YU et al., 2015).

Pode-se observar que na primeira coleta, que a TB de ERU apresentou valor de 52,00 UNT, o que ocasionou pouca remoção na população de microrganismos (Coliformes Totais e *E. coli*), fato que pode ser

comprovado nas coletas seguintes, no qual ocorreu redução do nível populacional de microrganismos de acordo com a diminuição da TB. Nas coletas posteriores, a TB apresentou valores de 26,4, 15,6 e 8, 57 UNT, associadas à presença de sólidos no meio líquido.

As concentrações médias de ST em ETE e ERU foram de 1812 e 719 mg L⁻¹, respectivamente, apresentando remoção média de 60,30%. Essa remoção de ST foi superior à alcançada por Feitosa et al. (2011) em uma estação compacta de tratamento e uso agrícola de água cinza composta por caixa de gordura, tanque anaeróbio, filtro anaeróbio, mini-sistema alagado construído e reator solar.

Em relação aos SST os valores ficaram abaixo do estabelecido pela Resolução COEMA nº 2/2017 (CEARÁ, 2017), em seu Artigo 12, que cita sobre os padrões de lançamento de efluentes sanitários tratados em corpo hídrico, que limita o valor de SST em até 100,00 mg L⁻¹. Os valores obtidos em ERU foram 25,00, 43,00, 55,00 e 30,00 mg L⁻¹, respectivamente. A eficiência de remoção de SST pelo sistema, ao comparar os valores médios de ETE e ERU, foi de 97,11% superior à remoção de 87,44% encontrada por Feitosa et al. (2011) em uma estação compacta de tratamento e uso agrícola de água cinza. Com relação ao risco de obstrução de gotejadores, o valor médio de SST em ERU foi inferior ao valor limite de 50,00 mg L⁻¹, o que representa baixo risco de comprometimento do desempenho hidráulico do sistema de irrigação por gotejamento (BUCKS et al., 1979).

Na maioria das medições de pH, exceto a última coleta, o pH tendeu a uma elevação, fato que pode estar associado ao aumento de T (FELTRE, 2004). O pH da água é associado à T podendo inibir ou acelerar o desenvolvimento de microrganismos, os valores médios do pH para ETE e ERU foram de 6,90 e 7,64, respectivamente. Segundo a Resolução COEMA nº 2/2017 (CEARÁ, 2017), o pH do efluente tratada para reuso agrícola e florestal deve ficar na faixa de 6,00 e 8,50, o que foi evidenciado no presente trabalho. O valor médio de pH em ERU foi superior ao limite de 7,50 estabelecido por Bucks et al. (1979), indicando risco severo de obstrução de gotejadores desse atributo. Segundo Apella et al. (2005), muitos nutrientes entram nas células através da membrana plasmática por transporte passivo, o que só pode ser realizado se os nutrientes estão na sua forma ionizada; o pH do meio produz ionização de alguns nutrientes, impedindo sua utilização; e o outro efeito do pH do meio, é a acidificação ou alcalinização com consequente desnaturação de componentes vitais à célula.

Observados os valores médios de CE em ETE e ERU, constatou-se aumento de 1,16 dS m⁻¹ para 1,27 dS m⁻¹, resultando em acréscimo de 9,48%, devido ao acúmulo de sais no tanque séptico. Mesmo com o aumento de CE em ERU esse ainda foi inferior ao limite de 3,0 dS m⁻¹, apresentado na Resolução COEMA nº 02/2017 (CEARÁ, 2017), para reuso agrícola e florestal de águas residuárias tratadas. O valor médio da CE em ERU representa risco moderado de entupimento de gotejadores, segundo critério apresentado por Capra et al. (1998). Segundo Almeida (2010), quanto maior o teor salino de uma solução, maior será a CE, sendo este atributo definido por Porto et al. (1991) como a capacidade da água em transmitir corrente elétrica, sendo determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. Segundo WHO (2006), a água contendo CE entre 0,7 a 3 dS m⁻¹ apresenta ligeiro a moderado grau de

restrição para fins de irrigação, dessa forma, apesar do aumento da CE do ERU em relação à ETE, estas se encontram dentro desse intervalo. As águas cinza podem apresentar elevados valores de CE, em virtude de condições das regiões semiáridas tais como a presença da salinidade, precipitação baixa e evapotranspiração elevada (LOPES, 2012).

Comportamento de atributo químico presente nas amostras de água cinza

A Tabela 5 apresenta os valores médios dos atributos químicos das amostras de água cinza coletadas no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU), ao longo do período experimental.

Tabela 5. Valores e médias do atributo químico e bioquímico das amostras de água cinza coletadas no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU), bem como os padrões de comparação e as remoções alcançadas pelo sistema.

Atributos	Unidade	Mês 1		Mês 2		Mês 3		Mês 4	
		ETE	ERU	ETE	ERU	ETE	ERU	ETE	ERU
DQO	mg L ⁻¹	2671	77	1820	81	2093	187	4829	86
DBO	mg L ⁻¹	987	34	454	28	685	46	760	29
Atributos	Unidade	Média e desvio padrão de ECP		Média e desvio padrão de ERU		Padrões	Remoção (%)		
DQO	mg L ⁻¹	2853 ± 1364		108 ± 53		200 ⁽¹⁾	96,20		
DBO	mg L ⁻¹	721 ± 220		34 ± 8		120 ⁽¹⁾	95,30		

Nota: DBO - Demanda bioquímica de oxigênio; e DQO - Demanda química de oxigênio. ⁽¹⁾ Resolução COEMA nº 2/2017 (CEARÁ, 2017).

Em relação à Demanda Química de Oxigênio (DQO), os valores médios em ETE e ERU foram de 2853 e 108 mg L⁻¹, respectivamente. Houve remoção média de 96,20% da DQO no sistema, inclusive superior à encontrada por Feitosa et al. (2011) em uma estação compacta de tratamento e uso agrícola de água cinza. O valor médio da DQO de ERU foi inferior ao limite estabelecido pela Resolução COEMA nº 2/2017, apresentado em seu Artigo 11, inciso XII, tratante sobre o lançamento direto de efluentes não sanitários em corpos hídricos, a qual estabelece um valor de 200,00 mg L⁻¹ (CEARÁ, 2017). Porém, segundo NBR nº 13.969/1997 (ABNT, 1997), os valores ficaram acima do padrão para DQO (< 50,00 mg L⁻¹) para lançamento de efluentes tratados em águas superficiais – classe A.

No caso da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) a média foi de 34 mg L⁻¹ para ERU, sendo assim inferior ao valor de 120,00 mg L⁻¹, estimado pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos, como também inferior ao limite de 60,00 mg L⁻¹ estabelecido pela Resolução COEMA nº 02/2017 (CEARÁ, 2017). No presente estudo a remoção de DBO foi de 95,30% mostrando uma boa eficiência na remoção, superior a remoção de 77,95% alcança por Feitosa et al. (2011) em uma estação compacta de tratamento e uso agrícola de água cinza.

Neste estudo, a relação média DQO/DBO₅ de ETE foi de 3,95, enquanto em ERU a mesma relação apresentou valor de 3,14. Esses valores mostram que, mesmo sem tratamento, a água cinza apresenta biodegradabilidade. No entanto, pode-se inferir que após o tratamento a redução do valor da relação DQO/DBO favorece a biodegradação. Segundo Von Sperling (2014), relacionando DQO/DBO₅ pode-se

avaliar a eficiência do tratamento empregado, medindo a fração biodegradável presente na amostra. Portanto, quanto maior a ação do tratamento biológico na remoção da matéria orgânica biodegradável, maior será a relação entre os valores tratados de DQO e DBO₅ podendo chegar a 4,0 ou 5,0, quando comparados com os resultados brutos da relação DQO e DBO₅.

Comportamento dos atributos microbiológicos presentes nas amostras de água cinza

Na Tabela 6 estão apresentados os valores e as médias dos atributos microbiológicos das amostras de água cinza coletadas no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU), ao longo do período experimental.

Analisando-se os valores dos atributos microbiológicos no decorrer dos meses em estudo, observou-se elevada remoção do nível populacional, principalmente quando a turbidez (TB) apresentou valores inferiores a 30 UNT. Coliformes totais e *E. coli* quando submetidos a desinfecção por radiação ultravioleta, na maioria dos casos apresentam grande decréscimo populacional, sendo a taxa de inativação bacteriana de *E. coli* é proporcional à dose de radiação (TAGHIPOUR, 2004).

Tabela 6: Valores e médias dos atributos microbiológicos das amostras de água cinza coletadas no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU), bem como os padrões de comparação e as remoções alcançadas pelo sistema.

Atributos	Unidade	Mês 1		Mês 2		Mês 3		Mês 4	
		ETE	ERU	ETE	ERU	ETE	ERU	ETE	ERU
CT	NMP 100 mL ⁻¹	5,59x10 ⁷	2,72x10 ⁵	6,5x10 ⁶	3,1x10 ³	6,01x10 ⁶	3,6x10 ⁴	4,2x10 ⁶	1,05x10 ³
<i>E. coli</i>	NMP 100 mL ⁻¹	4,68x10 ⁶	7,28x10 ³	1x10 ⁵	<1	3,92x10 ⁵	1x10 ²	9,3x10 ⁴	<1
Atributos	Unidade	Média e desvio padrão de ECP		Média e desvio padrão de ERU		Padrões		Remoção (log)	
CT	NMP 100 mL ⁻¹	9,78x10 ⁶ ±3,25*		1,34x10 ⁴ ±4,39*		-		2,86	
<i>E. coli</i>	NMP 100 mL ⁻¹	3,61x10 ⁵ ±6,24*		2,92x10 ¹ ±2,60*		10 ³⁽¹⁾		4,09	

Nota: CT – Coliformes totais; *E.Coli* - *Escherichia coli*; NMP – Número mais provável. * Média e desvio padrão geométrico. ⁽¹⁾ Resolução COEMA n° 2/2017 (CEARÁ, 2017).

Nota-se que a remoção de coliformes totais foi de 2,86 unidades logarítmicas, quando se compara ETE e ERU; fato esse relacionado à eficiência do reator ultravioleta e, quando neste aumenta-se o número de lâmpadas, a redução nos níveis populacionais de coliformes totais é potencializada, além disso, quando trabalhasse com quatro lâmpadas no reator tem-se maior uniformidade da distribuição da radiação na superfície líquida (BILOTTA, 2000). De acordo com Souza et al. (2012), quando se trata do mesmo tempo de exposição, a eficiência varia de acordo com número de lâmpadas utilizada no reator.

Segundo Friedler (2004), o crescimento das bactérias entéricas na água cinza é potencializado pela presença da matéria orgânica de fácil degradação, onde o nível populacional de coliformes termotolerantes pode variar de 10⁴ a 10⁸ NMP100 mL⁻¹. Cunha (2018) avaliou o monitoramento de uma estação compacta de tratamento e uso agrícola de água cinza, e observou que o nível populacional de coliformes totais após tratamento apresentou um valor médio de 1,80 x10⁶ NMP 100 m L⁻¹, atribuiu-se estes resultados ao tempo

de exposição e ao número de lâmpadas.

Ainda em relação aos atributos microbiológicos, verifica-se que houve eficiência na remoção da *E. coli* no efluente tratado, obtendo-se valores remoção de 4,09 unidades logarítmicas. Esse resultado atende ao padrão estabelecido pela Resolução do COEMA nº 2/2017 em seu artigo 39 - inciso I, que estabelece o limite de 1×10^3 NMP 100 m L⁻¹, para reuso externo de efluentes sanitários visando fins agrícolas e florestais. Em relação ao trabalho de Cunha (2018), o presente estudo apresentou maior eficiência de remoção de *E. coli*, pois o número de lâmpadas no reator passou de duas para quatro, e, além disso, na maior parte do período experimental os níveis de Tb em ERU foram inferiores a 30 UNT.

É importante destacar que a TB interfere na remoção de *E. coli*, pois na primeira coleta a turbidez apresentou valor de 52 UNT e *E. Coli* de $7,28 \times 10^3$ NMP 100 m L⁻¹, nas coletas 2, 3 e 4, em que TB ficou inferior a 30 NTU, sendo 26,4, 15,6 e 8,57 UNT, a eficiência foi bastante acentuada, apresentando valores de <1, 1×10^2 e <1 NMP 100 m L⁻¹, respectivamente. Estudos explicam que a elevada TB presente nas águas, atrelada com a altura da lâmina a ser tratada, pode causar a redução da inativação bacteriana, devido à incapacidade de penetração da radiação no meio líquido, podendo, ainda, facilitar o recrescimento bacteriano. Portanto, recomenda-se que ela não exceda 30 NTU para que o microrganismo possa ser atingido, com maior facilidade, pela radiação ultravioleta (USEPA, 1999; KEHOE et al., 2001; SODIS, 2002; TORRICO et al., 2011).

Análise estatística dos atributos físicos, químicos e microbiológicos das amostras de água cinza

Na Tabela 7 está apresentado o resumo da análise de variância e comparação das médias dos atributos físicos, químicos, bioquímico e microbiológicos das amostras dos efluentes coletados no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU).

Tabela 7: Resumo da análise de variância e comparação das médias dos atributos físicos, químicos, bioquímico e microbiológicos das amostras dos efluentes coletados no tanque de equalização (ETE) e no reator ultravioleta artificial (ERU).

Atributos	Unidade	Teste F	Significância	ETE	ERU
T	°C	27,82	0,0019**	28,65b	30,72a
TB	UNT	26,35	0,0022**	767a	26b
ST	mg L ⁻¹	25,35	0,0024**	1812a	719b
SST	mg L ⁻¹	5,54	0,0547*	1321a	38b
CE	dS m ⁻¹	0,83	0,3973 ^{ns}	1,16	1,27
pH	-	2,74	0,1491 ^{ns}	6,90	7,24
DQO	mg L ⁻¹	39,07	0,0008**	721a	34b
DBO	mg L ⁻¹	16,17	0,0069**	2853a	108b
CT	NMP 100 mL ⁻¹	22,88	0,0031**	$9,78 \times 10^6$ a	$1,34 \times 10^4$ b
<i>E. coli</i>	NMP 100 mL ⁻¹	16,44	0,0067**	$3,61 \times 10^5$ a	$2,92 \times 10^1$ b

Nota 1: T - Temperatura da água cinza; TB - Turbidez; UNT – Unidade nefelométrica de turbidez; ST - Sólidos totais; SST - Sólidos suspensos totais; CE - Condutividade eléctrica; pH - Potencial hidrogeniônico; DQO - Demanda Química de Oxigênio; DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio; CT - Coliformes totais; e NMP – Número Mais Provável. **Nota 2:** ** e * Significativo a 1 e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente; ^{ns} - Não significativo a 5% de probabilidade pelo teste F. **Nota 3:** Médias seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na análise de variância verifica-se que os atributos T, TB, ST, DQO, DBO, CT e *E. Coli* foram significativas a 1% de probabilidade pelo teste F. Enquanto, o atributo SST, foi significativo a 5% de

probabilidade pelo mesmo teste. Já os atributos CE, pH, não foram significativos 5% de probabilidade pelo teste F. Em relação ao teste de Tukey, nota-se que os atributos T, TB, ST, SST, DQO, DBO, CT e *E. Coli* apresentam diferença estatística quando ETE e ERU são comparados. Na Tabela 8 está apresentada a correlação de Pearson entre atributos físico-químicos, bioquímico e microbiológicos das amostras de água cinza.

Tabela 8: Correlação de Pearson entre atributos físico-químicos e microbiológicos das amostras de água cinza coletadas.

Variável 1	Variável 2	Correlação (r)	Classificação da correlação ⁽¹⁾	Significância
<i>E. coli</i>	TB	0,73	Forte (0,61 < r < 0,91)	0,02*
<i>E. coli</i>	SST	0,50	Média (0,31 < r < 0,60)	0,10 ^{ns}
<i>E. coli</i>	ST	0,75	Forte (0,61 < r < 0,91)	0,01**
<i>E. coli</i>	DBO	0,70	Forte (0,61 < r < 0,91)	0,02*
<i>E. coli</i>	DQO	0,86	Forte (0,61 < r < 0,91)	0,01**
CT	TB	0,77	Forte (0,61 < r < 0,91)	0,01**
CT	SST	0,53	Média (0,31 < r < 0,60)	0,09 ^{ns}
CT	ST	0,81	Forte (0,61 < r < 0,91)	0,01**
CT	DBO	0,74	Forte (0,61 < r < 0,91)	0,02*
CT	DQO	0,88	Forte (0,61 < r < 0,91)	0,01**

Nota 1: T - Temperatura da água cinza; TB - Turbidez; ST - Sólidos totais; SST - Sólidos suspensos totais; DQO - Demanda Química de Oxigênio; DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio; e CT - Coliformes totais. **Nota 2:** ** e * Significativo a 1 e 5% de probabilidade pelo teste “t” de Student, respectivamente; ^{ns} - Não significativo a 5% de probabilidade pelo teste “t” de Student, respectivamente. **Nota 3:** ⁽¹⁾ Classificação da correlação de Pearson proposta por Brito et al. (2003).

O atributo SST não foi significativo pelo teste “t” a 5% de probabilidade, apresentando correlação média, ou seja, não interferindo no decréscimo do nível populacional de CT e *E. Coli*. Entretanto, os atributos TB, ST, DBO e DQO foram significativos a 1 e 5% de probabilidade pelo teste “t” e influenciaram diretamente no decaimento do nível populacional de CT e *E* apresentando ainda correlação classificada como forte.

Nesse sentido, observando os atributos físico-químicos e microbiológicos da água cinza estudada, recomenda-se avaliar o nível de interferência da radiação ultravioleta, na eficiência na inativação de microrganismos, levando em consideração os valores de TB, ST, DBO e DQO; no caso específico do presente trabalho o atributo SST não interferiu de forma significativa no decaimento populacional de CT e *E. Coli*.

CONCLUSÕES

O sistema de tratamento estudado apresentou remoção superior a 95% para os atributos turbidez, sólidos suspensos totais, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio. Com o uso de quatro lâmpadas no reator ultravioleta artificial e tempo de exposição de uma hora, houve remoção de 2,86 e 4,09 unidades logarítmicas nos níveis populacionais de coliformes totais e *E. coli* da água cinza.

A análise de correlação de Pearson revelou que os atributos turbidez, sólidos totais, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio foram os que mais interferiram no processo de desinfecção de coliformes totais e *E. coli* da água cinza empregando a radiação ultravioleta artificial. A estação compacta possibilitou a geração de efluente que atende aos padrões nacionais e internacionais de reuso agrícola e florestal.

REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13.969**: tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ALMEIDA, O. A.. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G.; KÖPPEN'S.. Climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, p.711-728, 2013.
- APELLA, M. C.; ARAUJO, P. Z.. **Microbiología de agua**: Conceptos básicos. Puerto Iguazú, 2005.
- MELHEM, K. B.; QODAH, Z.; SHANNAG, M.; QASAIMAH, A.; QTAISHAT, M. R.; ALKASRAWI, M.. On the performance of real grey water treatment using a submerged membrane bioreactor system. **Journal of Membrane Science**, v.476, p.40-49, 2015.
- BILOTTA, P.; DANIEL, L. A.. Utilização de lâmpadas germicidas na desinfecção de esgoto sanitário. **Revista Ambiente & Água**, v.7, p.120-129, 2012.
- BILOTTA, P.. **Estudo comparativo da ação do ozônio e radiação UV na desinfecção de esgoto sanitário**. São Carlos, 2000.
- BITTON, G.. **Wastewater microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 1994.
- BOYJOO, Y.; PAREEK, V. K.; ANG, M.. A review of greywater characteristics and treatment processes. **Water Science & Technology**, n.7, p.1403-1424, 2013.
- BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Brasília: DOU, 2011.
- BRITO, N. M.; AMARANTE JÚNIOR, O. P.; POLESE, L.; RIBEIRO, M. L.; R.. Pesticidas. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.13, p.129-146, 2003.
- BUCKS, D. A.; NAKAYAMA, F. S.; GILBERT, R. G.. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agricultural Water Management**, v.2, p.149-162, 1979.
- CAPRA, A.; SCICOLONE, B.. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.70, p.355-365, 1998.
- CEARÁ. **Resolução COEMA Nº 2 de 2 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. Diário Oficial, 2002.
- CHHABRA, R.. **Soil salinity and water Quality**. Rotterdam: Old Post Road, 1996.
- CUNHA, M. E.. **Monitoramento e avaliação socioambiental de sistema compacto para tratamento e uso agrícola de água cinza**. 2018
- CRUZ, N.; GIMÉNEZ, J.; ESPLUGAS, S.; GRANDJEAN, D.; ALENCASTRO, L. F.; PULGARÍN, C.. Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. **Water Research**, v.46, p.1947-1957, 2012.
- DERISIO, J. C.. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.
- FEITOSA, A. P.. **Avaliação de sistema de tratamento da água cinza e reúso da água no semiárido Brasileiro**. 2016.
- FEITOSA, A. P.; LOPES, H. S. S.; BATISTA, R. O.; COSTA, M. S.; MOURA, F. N.. Avaliação do desempenho de sistema para tratamento e aproveitamento de água cinza em áreas rurais do semiárido brasileiro. **Engenharia Ambiental**, v.8, p.196-206, 2011.
- FRIEDLER, E.. Quality of individual domestic greywater streams and its implication for onsite treatment and reuse possibilities. **Environmental Technology**, v.25, p.997-1008, 2004.
- HALLMICH, C.; GEHR, R.. Effect of pre- and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents. **Water Research**, v.44, p.2885-2893, 2010.
- KEHOE, S. C.; JOYCE, T. M.; IBRAHIM, P.; GILLESPIE, J. B.; SHAHAR, R. A.; MCGUIGAN, K. G.. Effect of agitation, turbidity, aluminium foil reflectors and container volume on the inactivation efficiency of batch-process solar disinfectors. **Water Research**, v.35, p.1061-1065, 2001.
- LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R.. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v.407, p.3439-3449, 2009.
- LOPES, H. S. S.. **Tecnologias limpas aplicadas ao tratamento de águas residuárias domésticas para reúso no semiárido**. 2012.
- PESCOD, M. B.. **Wastewater Treatment and Use in Agriculture**. Rome: FAO, 1992.
- PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J.. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R. L. L.. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1991.
- QUELUZ, J. G. T.; NICOLETE, D. A. P.; ALVES, T. R.; ROMÁN, R. S. M.. Estimativa do tempo de exposição à radiação solar para desinfecção de águas residuárias domésticas. **Scientia Plena**, v.11, p.1-6, 2015.
- SILVA, F. C.. **Manual de análises químicas de solos, planta e fertilizantes**. 2 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.
- SODIS. **Solar water disinfection**: a guide for the application

of SODIS. Dübendorf, 2002.

SOUZA, J. B.; VIDAL, C. M. S.; CAVALLINI, G. S.; QUARTAROLI, L.; MARCON, L. R. C.. Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de esgoto sanitário. **Semina**, v.33, p.117-126, 2012.

TAGHIPOUR, F.. Ultraviolet and ionizing radiation for microorganism inactivation. **Water Res.**, v.38, n.18, 2004, p.3940-3948.

TORRICO, A.; FUENTES, I.. Influencia de los parámetros físicos en la inactivación de coliformes termotolerantes por lá desinfeción solar del agua y evaluación del potencial de sodis em Cochabamba y Bolivia. In: ALHA, O. C.. Desinfeción solar del agua, de la investigación a la aplicación. Facultad de Ciencias y Tecnología, 2005.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Alternative disinfectants and oxidants guidance manual**. Washington: USEPA, 1999.

VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte, 2014. 452.

VON SPERLING, M.. Coliformes e pH – médias aritméticas, médias geométricas e medianas. In: CONGRESSO

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. João Pessoa. **Anais**. João Pessoa: ABES, 2001.

WEF. Water Environment Federation. **Wastewater disinfection: manual of practice**. Alexandria: WEF, 1996.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: policy and regulatory aspects**. Genebra: WHO, 2006.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: wastewater use in agriculture**. Genebra: WHO, 2006.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: excreta and greywater use in agriculture**. Genebra: WHO, 2006.

YU, Z. L. T.; BILL, B. R.; STENSTROM, M. K.; COHEN, Y.. Feasibility of a semi-batch vertical-flow wetland for onsite residential graywater treatment. **Ecological Engineering**, v.82, p.311-322, 2015.

ZHAO, Y. J.; HE, J. C.; CHEN, Q.; HE, J.; HOU, H. Q.; ZHENG, Z.. **Evaluation of 206nm UV radiation for degrading organometall**. 2011.

A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detém os direitos materiais desta publicação. Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas sob coordenação da **Sustenere Publishing**, da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.