

Dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada na região norte do Brasil

Double filtration for the treatment of eutrophic water in the north region of Brazil

• **Data de entrada:**
23/05/2017

• **Data de aprovação:**
20/09/2017

Sérgio Carlos Bernardo Queiroz*/ Antônio Domingues Benetti/ Luiz Di Bernardo/
Angela Di Bernardo Dantas/ Giulliano Guimarães Silva

DOI: 10.4322/dae.2018.022

Resumo

Devido à crise hídrica atual e tendo em vista o desenvolvimento e a otimização de tecnologias de tratamento de águas para abastecimento público que estejam contaminadas com microrganismos, toxinas e microcontaminantes, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de estudar a Dupla Filtração (DF) como alternativa de tratamento de água eutrofizada na região Norte do Brasil. Foi montada uma instalação piloto de dupla filtração composta pelas unidades de pré-cloração, adsorção em carvão ativado pulverizado, filtro ascendente de pedregulho e filtro rápido descendente de areia, os quais funcionaram com taxas de filtração de 120 e 180 m³.m⁻².d⁻¹, respectivamente. A água de estudo apresentou densidade de cianobactérias da ordem de 105 cel.mL⁻¹. Os resultados obtidos mostraram que o tratamento com pré-oxidação com cloro, adsorção em carvão ativado pulverizado, coagulação e dupla filtração produziu água com valores de COT abaixo de 2,0 mg.L⁻¹, turbidez inferior a 0,50 uT, e remoção de células de cianobactérias maior que 99%. As concentrações máximas de subprodutos orgânicos halogenados (SOH) encontrados na água tratada foram menores que os valores limites da Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde.

Palavras-chave: Tratamento de água. Dupla filtração. Carvão ativado pulverizado. Cianobactérias.

Abstract

Due to the water crisis observed during the last years in Brazil and the development and optimization of water treatment technologies for public supply of contaminated sources with microorganisms, toxins and microcontaminants, this research work was carried out aiming the study of double filtration technology as an alternative to the treatment of eutrophicated water in the north region of Brazil. A pilot plant was assembled, which consisted of units of pre chlorination, adsorption in powdered activated carbon, coagulation, upflow gravel prefiltration and downflow rapid sand filtration with filtration rates of 120 and

Sérgio Carlos Bernardo Queiroz – Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Tocantins. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS). Doutorando em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp) Ribeirão Preto - SP. Professor do curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Tocantins - UFT.

Antônio Domingues Benetti – Engenheiro Civil. Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Doutor em Environmental Engineering pela Cornell University. Professor Titular do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Luiz Di Bernardo – Professor titular aposentado da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP). Diretor da Hidrosan Engenharia.

Angela Di Bernardo Dantas – Engenheira Civil com mestrado, doutorado e pós-doutorado em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP). Professora da Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp) Ribeirão Preto - SP. Diretora da Hidrosan Engenharia.

Giulliano Guimarães Silva – Engenheiro Ambiental e Mestre em Ciências do Ambiente pela UFT. Doutorando em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp) Ribeirão Preto - SP. Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins (IFTO).

***Endereço para correspondência:** QD 406 N, Conjunto HM 01 LT 01 BL 03 APT. 104. Res. Vinícius de Moraes - Palmas - TO - CEP 77006-492. Telefone: (63) 8422-1664. E-mail: sergiocbq@gmail.com

180 m³.m⁻².d⁻¹, respectively. Concentration of cyanobacteria in the study water was up to 105 cells.mL⁻¹. The results showed the production of final water with total organic carbon concentration lower than 2.0 mg.L⁻¹, turbidity less than 0.5 TU, cyanobacteria removal higher than 99% and concentration of trihalomethanes below the standard limit shown in the Regulatory Ordinance no. 2914/2011 of the Ministry of Health of Brazil

Keywords: Water treatment. Double filtration. Powdered activated carbon. Cyanobacteria.

1 INTRODUÇÃO

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), haverá redução na vazão de bacias hidrográficas no Norte e no Nordeste do Brasil, com sérios impactos sobre os diversos usos, como abastecimento humano e industrial, irrigação, produção de energia e serviços ecossistêmicos. As mudanças climáticas poderão acarretar redução de vazão em até 20% nos rios do leste da Amazônia e de 30% na bacia do Tocantins. Nesse cenário de escassez hídrica, reforçado pelas alterações climáticas, esperam-se, dentre outras consequências, mudanças nos padrões da precipitação (aumento da intensidade e da variabilidade da precipitação), o que poderá afetar significativamente a disponibilidade e a distribuição temporal da vazão nos rios.

Silva et al. (2015a) relatam que o abastecimento de água na cidade de Palmas-TO, localizada na Região Norte do Brasil, vem passando por sérios

problemas de ordem quantitativa desde 2005. Segundo dados do Censo (IBGE, 2010), a população da capital aumentou 61,5% na última década. Atualmente, três estações de tratamento de água produzem água tratada nesta cidade. Há dois sistemas supridos por mananciais superficiais (ETA3 e ETA6) e outro por água subterrânea (UTS2). Os dois mananciais superficiais encontram-se com sua vazão comprometida nos períodos de estiagem nos últimos anos. O Ribeirão Taquaruçu se destaca por ser responsável pelo abastecimento de aproximadamente 67% da demanda atual de Palmas e, segundo o monitoramento realizado nos últimos cinco anos pela BRK Ambiental/Saneatins, esse manancial apresentou um pico de vazão máxima de 6.647 L/s em maio de 2015, entretanto, em agosto de 2016 foi observado um valor crítico de 71 L/s, com redução de 81,7% da vazão comparada com o mesmo período de 2015 (ver Figura 1).



Ribeirão Taquaruçu (2016)



Lago a montante da barragem de elevação de nível (2005)

Figura 1: Ribeirão Taquaruçu em 2016 e 2005

Fonte: BRK Ambiental Saneatins/Sustentabilidade: Meio Ambiente e Silva (2005)

Uma das soluções para a cidade de Palmas será a construção de uma nova estação de tratamento de água a ser captada no reservatório da Usina Luiz Eduardo Magalhães (UHE Lajeado). O lago é a mais viável e potencial fonte de abastecimento de Palmas, pois além de possuir um volume da ordem de $5,5 \times 10^6$ bilhões de metros cúbicos, situa-se no perímetro urbano. Entretanto, a qualidade de sua água tem piorado devido às recorrentes florações de cianobactérias, o que exige um controle mais efetivo devido ao fato de alguns gêneros liberarem toxinas, flotarem em decantadores, colmatarem filtros, alterarem parâmetros organolépticos e aumentarem a carga orgânica afluyente à estação.

Dentre as espécies fitoplânctônicas, as cianobactérias merecem atenção especial por parte dos pesquisadores, gestores e usuários dos corpos d'água devido ao seu potencial de produção de substâncias tóxicas ao ser humano e aos animais expostos à água assim contaminada. Para Di Bernardo et al. (2010), a presença desses organismos provoca sérios problemas operacionais em estações de tratamento de água (ETAs) se estas não estiverem preparadas para inativá-los e ou removê-los.

Um dos principais desafios no tratamento da água do reservatório será a implementação de uma tecnologia viável para a remoção de cianobactérias e cianotoxinas, pois já é de conhecimento público a sua ocorrência em diferentes épocas do ano. Segundo Silva et al. (2015b), o primeiro registro de cianobactérias foi realizado por Pereira (2002) durante o enchimento do reservatório da usina hidroelétrica de Lajeado (cidade distante cerca de 52 km ao sul de Palmas) no estado do Tocantins, tendo sido observadas densidades de *Cylindrospermopsis raciborskii* acima de $1,8 \times 10^5$ ind.mL⁻¹. Em outubro de 2002, no mesmo reservatório, Silva et al. (2003) detectaram pela primeira vez a presença de *microcistina* LR produzida por *Microcystisa eruginosa* e *Radiocystis fernandoi* na fração solúvel, com va-

lores situados entre 0,5 e 3,0 µg.L⁻¹ e na fração particulada acima de 3,0 µg.L⁻¹. Outra floração de *C. raciborskii* foi detectada em local próximo à captação no Rio Tocantins cuja água é tratada na ETA da cidade de Tocantínia-TO por Silva et al. (2005). Posteriormente, Silva (2009) avaliou a qualidade da água do braço do ribeirão Taquaruçu nos anos de 2007 e 2008 e registrou florações de cianobactérias com densidade de 237.500 cél.mL⁻¹ em novembro de 2007; de 136.000 cel.mL⁻¹ em junho de 2008, de 126.243 cel.mL⁻¹ em julho de 2008 e de 175.000 cel.mL⁻¹ em novembro de 2008 com as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix cf. planctônica* dominantes durante a avaliação.

Além das cianobactérias, a presença de substâncias húmicas em águas de abastecimento devido à decomposição da matéria orgânica natural (MON) tem recebido a atenção de diversos pesquisadores desde a década de 1970. Quando encontradas em mananciais para abastecimento público e industrial, apresentam aspectos negativos conferindo cor elevada, odor e sabor (TANGERINO & DI BERNARDO, 2005) e, quando o cloro é adicionado à água bruta, ele reage com a MON e pode produzir compostos orgânicos halogenados que podem ser tóxicos, cancerígenos, mutagênicos ou teratogênicos e, em elevadas concentrações e longos períodos de exposição, podem causar danos significativos ao ser humano. Da mesma forma que as substâncias húmicas, os organismos fitoplânctônicos constituem-se também em compostos precursores da formação de SPOs (MONDARDO et al. 2006; DANTAS et al. 2008; PASCHOALATO et al. 2013).

A grande preocupação sobre o funcionamento de ETAs se deve à adoção de tecnologias de tratamento sem o conhecimento da qualidade da água do manancial antes da elaboração do projeto, ou pela falta de proteção do manancial, possibilitando, assim, ações que modifiquem suas características (MONDARDO et al., 2006). Di Bernardo et

al. (2011) destacam ainda a importância da execução de ensaios de tratabilidade para definição das tecnologias de tratamento, sem deixar de lado a segurança na produção de água potável. Geralmente, para águas eutrofizadas e que também apresentam cor verdadeira relativamente alta, a dupla filtração, a floto-filtração e o tratamento em ciclo completo com flotação em lugar da decantação, têm sido considerados tecnologicamente viáveis. Entretanto, é preciso obter os parâmetros por meio da realização de estudos em instalações piloto ou de laboratório, pré-dimensionar as ETAs e quantificar os custos de implantação, de operação e de manutenção para a tomada de decisão.

A tecnologia de dupla filtração (DF) consiste na coagulação, filtração ascendente em pedregulho ou areia grossa, seguida da filtração descendente. Vários estudos sobre a DF com filtro ascendente em pedregulho e em areia grossa sob diferentes condições de qualidade da água bruta como turbidez elevada, ocorrência de picos de turbidez, presença de substâncias húmicas, e de condições operacionais tais como taxas de filtração, densidade algal, número de descargas de fundo intermediárias no filtro ascendente foram realizados nos últimos 30 anos com o intuito de melhor investigar suas reais potencialidades e limitações (DI BERNARDO et al. 2005). Esses autores apresentam com detalhes a tecnologia da DF, os parâmetros de projeto, seu funcionamento para a remoção de turbidez, cor verdadeira e microalgas e cianobactérias com base nos trabalhos realizados por Megda (1999), Gusmão (2001), Kuroda (2002), Saldanha (2002), De Paula (2003), Benini (2003), Dantas (2004), Wiecheteck (2005) e Kuroda (2006), dentre outros.

Vale ressaltar ainda a importância do PROSAB, em 2000, Edital 3 - Tema 1, enfocando o desempenho de sistemas de dupla filtração em escala real e otimização em escala piloto e a influência das condições de floculação no desempenho da filtração direta descendente e dupla filtração. No

Edital 4 - Tema 1, 2003, foi desenvolvido o projeto intitulado “Tratamento de águas superficiais visando à remoção de microalgas, cianobactérias e microcontaminantes orgânicos potencialmente prejudiciais à saúde” com a participação de diversas instituições. Especificamente sobre o emprego da dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada, destacam-se os trabalhos realizados por Amaral et al. (2001), Cezar (2000), Sales (2005), Braga (2005), Kuroda (2006), Mondardo et al. (2006), Cerqueira (2008), Queiroz (2010) e Silva (2016).

Considerando que no âmbito do PROSAB (2000, 2003) foram estudados e obtidos resultados satisfatórios com uso de alguns oxidantes, tais como cloro, dióxido de cloro, permanganato de potássio e ferrato de potássio na pré e inter-oxidação no tratamento de água eutrofizada, e pela facilidade da aquisição do cloro na região norte do Brasil, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de estudar a dupla filtração precedida pré-cloração e adsorção em carvão ativado pulverizado para água de estudo contendo cianobactérias com densidade superior a 105 cel.mL⁻¹.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Produtos químicos, equipamentos e métodos analíticos

Os produtos químicos utilizados nos ensaios foram: sulfato de alumínio líquido com 7,4% de Al₂O₃ como coagulante; hipoclorito de cálcio granular como oxidante e carvão ativado pulverizado (marca Guaramex, vegetal, umedecido, com número de iodo maior que 800 mg I/gcarvão) como adsorvente.

As análises e exames das amostras foram realizadas segundo os métodos indicados no *Standard Methods* (APHA et al., 2012). No Quadro 1 encontram-se os parâmetros, os equipamentos, os métodos de medição e os limites de detecção.

Quadro 1- Parâmetros, equipamentos, métodos e limites de medição.

Parâmetro	Equipamentos	Método	Limite de detecção	Referência
Cor aparente (uH)	Espectrofotômetro visível, modelo DR/6000, marca Hach	Espectrofotométrico	1	APHA, (2012)
Cor verdadeira (UH)	Espectrofotômetro visível, modelo DR/6000, marca Hach, com filtração a 0,45 µm	Espectrofotométrico	1	
Cianobactérias (cél.mL ⁻¹)	Microscópio invertido NIKON 100F	UTERMÖHL (1958)	1	
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	CETESB (1990)	1	
Carbono orgânico total(mg C.L ⁻¹)	Analizador de Carbono Orgânico Total TOC-L – marca SHIMADZU	Espectrofotométrico Infravermelho não Dispersivo – NPOC	0,001	
Cloro	Espectrofotométrico visível, modelo DR/2000, marca Hach	Espectrofotométrico	0,1 a 2,2	
pH	pHmetro (potenciômetro), modelo 230 - marca Orion	Potenciométrico	0,01	
N-nitrato (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8039)	0,001	
N-nitrito (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8507)	0,001	
N-amoniaco total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8155)	0,001	
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8190)	0,001	
Turbidez	Turbidímetro HACH 2100 N	Nefelométrico	0,001	

2.2 Preparação e caracterização da água de estudo

A água de estudo foi proveniente de um braço do lago da UHE Lajeado, local provável de captação

no futuro. Como pode ser observado na Figura 2, esse local encontra-se a jusante do lançamento do efluente de uma estação de tratamento de esgoto (ETE Aureny, composta por lagoas de estabilização).



Figura 2: Localização do ponto de coleta da água de estudo

A qualidade da água nesse braço do lago tem sido monitorada há mais de 10 anos por Silva (2009), que observou picos de florações de cianobactérias em densidade superior a 2×10^5 cel.mL⁻¹. Entretanto, como foram observadas densidades inferiores a 10^4 cel.mL⁻¹ na época de realização do trabalho experimental, a água de estudo foi preparada com a água coletada naquele local mencionado e con-

taminada com extrato de microalgas e cianobactérias de amostras do efluente da ETE Aureny até atingir a densidade da ordem de 10^5 cel.mL⁻¹.

Para cada ensaio, foram coletados 10.000 litros de água do reservatório da UHE Lajeado (ver Figura 2 com as seguintes coordenadas: S 10°17.304' W 48°19.968'), por meio de carro pipa e transferidos para o reservatório de água localizado ao lado da

instalação piloto de dupla filtração (IPDF), localizada junto à ETA 6 de Palmas. As amostras do efluente da ETE Aurenly foram concentradas com uso de rede de plâncton de 25 µm de abertura (ver Figura 3). Em seguida, o inóculo foi transferido e homogeneizado com a água do reservatório de armazena-

mento da água de estudo na instalação piloto de dupla filtração - IPDF (ver Figura 4). Para garantir maior uniformidade, a água de estudo (AE) foi recirculada por meio de um conjunto motor-bomba durante a realização dos ensaios I, II, III e IV.



Figura 3: Inóculo de cianobactérias durante a coleta do efluente da lagoa de estabilização.



(a)



(b)

Figura 4: Fotos ilustrando (a) descarga de água do lago no reservatório de da IPDF e (b) mistura do extrato de algas coletadas na lagoa de estabilização com a água do lago.

3 ENSAIOS DE BANCADA

Foram realizados ensaios de bancada com a água de estudo, utilizando-se equipamento de jarteste e conjunto de filtros de laboratório de areia - FLA. Os testes em bancada definiram as dosagens de sulfato de alumínio e pH de coagulação, de cloro e de carvão ativado pulverizado a serem aplicadas nos ensaios na IPDF conforme metodologia descrita por Di Bernardo et al. (2011).

3.1 Ensaios de coagulação e filtração em bancada

Os ensaios de filtração direta foram realizados com a água de estudo, variando-se a dosagem do sulfato de alumínio (produto comercial líquido com 7,5% Al_2O_3), objetivando-se a determinação do par de valores dosagem de *sulfato x pH de coagulação* que eliminasse a necessidade do uso de acidificante/alcalinizante e cuja turbidez do filtro resultasse inferior a 0,50 uT.

As características dos ensaios foram: mistura rápida: tempo = 30 s e gradiente de velocidade médio = 1.000 s^{-1} ; coletas dos efluentes dos filtros de laboratório de areia (FLA) efetuadas após 20 min e 30 min de filtração com taxa de filtração da ordem de 60 m.d^{-1} (areia dos FLA com grãos de 0,30 a 0,59 mm); leitura de cor aparente e de turbidez das amostras de água filtrada.

3.2 Ensaios da pré-oxidação em bancada para determinação das demandas de cloro

Os ensaios da pré-oxidação com cloro em equipamento de jarteste objetivaram a determinação das demandas de cloro das águas de estudo para posterior dosagem de cloro na IPDF. Foi utilizado hipoclorito de cálcio para a preparação da solução de cloro. As condições dos ensaios foram:

tempo de pré-oxidação (T_{ox}) = 30 min; Gradiente de velocidade (G_{ox}) = 100 s^{-1} . O parâmetro de controle da água após a pré-oxidação e o ajuste fino na dosagem de cloro foram feitos na IPDF até que resultasse residual de cloro de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$.

3.3 Ensaios de adsorção com carvão ativado pulverizado

Os ensaios de adsorção em CAP em equipamento de jarteste visaram à determinação da dosagem de CAP necessária para adsorção de compostos orgânicos presentes nas águas de estudo. Para a preparação da suspensão, adicionou-se 1 g do CAP em 1 L de água destilada em um frasco kitasato, e foi efetuado vácuo por 10 min. As condições dos ensaios foram: tempo de adsorção em CAP = 30 min; Gradiente de velocidade (G_{ox}) = 100 s^{-1} .

4 INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO

4.1 Descrição da instalação piloto e montagem

O esquema da instalação piloto de dupla filtração - IPDF, montada nas dependências da ETA6 de Palmas (TO), consistia, basicamente, de: reservatório da água de estudo (1), recalque da AE (2), ajuste da vazão de AE afluente à câmara de nível constante - CNC (3), coluna de pré-oxidação (4), coluna de adsorção em carvão ativado em pó (5), mistura rápida - MR (6), filtração ascendente de pedregulho - FAP (7), filtração rápida descendente FRD (8), reservatório para armazenamento de água filtrada destinada à lavagem dos filtros (9), tanque de produtos químicos (10) e bomba de água para lavagem dos filtros (11).

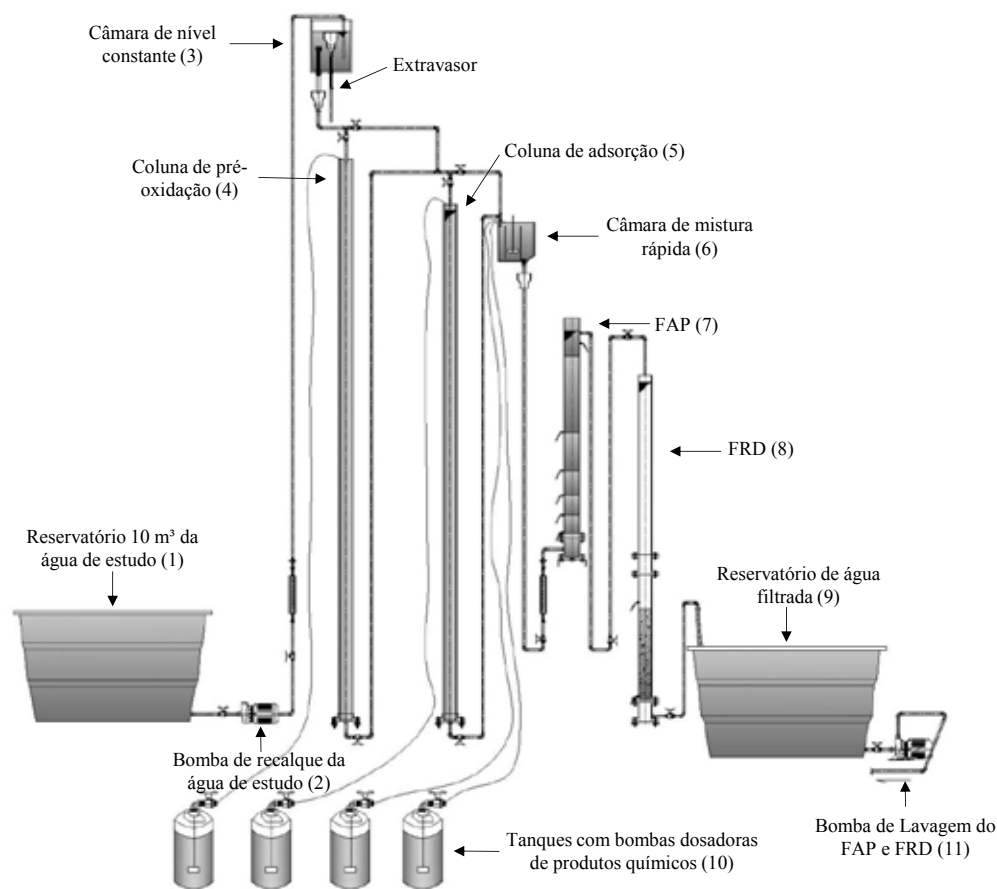


Figura 5 - Esquema geral da instalação piloto de dupla da IPDF

A água de estudo - AE foi bombeada com vazão constante de 90 L/h para a CNC, ajustada por meio de rotâmetro e registro instalados na tubulação de recalque. A AE chegava inicialmente na caixa de nível constante provida de extravasor. Da CNC, a AE podia ou não ser encaminhada à coluna de pré-oxidação (tubo de acrílico, de 110 mm), onde recebia a solução de cloro, resultando um tempo médio de contato de aproximadamente 30 min. Em seguida, a água pré-clorada (ou a água de estudo) podia ou não ser conduzida à coluna de adsorção, na qual era aplicada a suspensão de carvão ativado pulverizado (tubo de acrílico, de 110 mm), com tempo médio de contato da ordem de 32 min. O sistema foi projetado prevendo-se, também, o desvio da AE das unidades de pré-cloração e de adsorção e seu encaminhamento direto para a unidade de mistura rápida. A caixa de

mistura rápida foi feita em acrílico, sendo que na passagem da antecâmara para a câmara de mistura foi adicionada a solução de sulfato de alumínio. Como a paleta do agitador e a câmara de mistura da IPDF são idênticas às do frasco do jarteste, foi possível otimizar o gradiente de velocidade em bancada e aplicar o melhor resultado na IPDF. Uma parte da vazão da água coagulada (aproximadamente 2 L/h) extravasava continuamente, permitindo o controle da dosagem de coagulante e o respectivo pH de coagulação. Após a mistura rápida, a água coagulada era encaminhada ao FAP, e o efluente desta, conduzido para o FRD.

O FAP e o FRD foram montados pela superposição adequada de segmentos de tubos cilíndricos, sendo o FAP de acrílico com diâmetro interno de 113 mm e o FRD de acrílico com diâmetro interno

de 90 mm. O FAP possuía altura total de 1,97 m e foi apoiado sobre outro segmento de tubo de 1,5 m de altura. O seu material granular foi composto por quatro subcamadas de pedregulho de 30 cm de altura cada, com granulometria entre 2,0 e 25,4 mm, dispostas sobre uma placa perfurada, em ordem decrescente no sentido do escoamento. A distribuição da água para lavagem e coleta da água filtrada foi realizada por meio de uma placa com nove orifícios de 4,8 mm localizada na parte superior do fundo falso do filtro. O FRD também possuía uma tela de aço inoxidável com abertura de 0,30 mm, disposta sobre a placa perfurada, com o material filtrante disposto diretamente sobre a mesma. O meio filtrante do FRD foi constituído por areia com as seguintes características: espessura da camada = 0,70 m; tamanho do maior grão = 1,41 mm; tamanho do menor grão = 0,30 mm; coeficiente de esfericidade = 0,80; coeficiente de desuniformidade = 1,6 a 1,7; tamanho efetivo (D_{10}) = 0,42 a 0,45 mm; D_{60} = 0,71 mm; porosidade: 0,42 (conforme Kuroda, 2002).

A IPDF foi provida de derivações nas tubulações de veiculação da AE e de saída da câmara de pré-oxidação, do FAP e do FRD a fim de conduzir continuamente amostras da AE e dos efluentes das unidades com vazões ajustadas por meio de pinças. As vazões afluentes ao FRD foram medidas por meio de rotâmetros e ajustadas utilizando-se registros de agulha instalados nas tubulações de desvios. Os filtros ascendente e descendente possuíam piezômetros, para visualizar a penetração de impurezas no meio granular, visando programar o momento da execução de descargas de fundo intermediárias (DFIs) no FAP e lavagens no FRD.

4.2 Ensaios na IPDF

Após a obtenção dos dados nos ensaios de bancada, foram realizados quatro ensaios na IPDF. Em cada ensaio foi usada uma configuração de tratamento, conforme ilustração do Quadro 2. A duração dos ensaios foi fixada em 36 horas.

Quadro 2: Características dos ensaios realizados na IPDF

Identificação do ensaio	Identificação das fases utilizadas em cada estudo					
	Pré-cloração	CAP	Coagulação	FAP	FRD	Cloração
Ensaio I	-	-	x	x	x	x
Ensaio II	-	x	x	x	x	x
Ensaio III	x	-	x	x	x	x
Ensaio IV	x	x	x	x	x	x

4.3 Pré-operação da IPDF

Antes do início de cada ensaio foram efetuados testes em FLAs com água coagulada na IPDF. O FLA foi posicionado abaixo do ponto de amostragem de água coagulada e operado com taxa de filtração da ordem de 60 a 100 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (vazão ajustada por meio de pinça do tipo Hoffman). A dosagem de coagulante e respectivo pH de coagulação eram considerados satisfatórios se, após cerca de 20 minutos de filtração, fosse obtida turbidez no efluente do FLA menor que 0,50 uT. Nos ensaios em que ocorreu a pré-cloração,

houve um controle do residual de cloro na saída da coluna de pré-cloração, procurando-se manter um residual de 0,1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Somente após ser constatada a condição desejável de pré-cloração, adsorção e coagulação, a água coagulada era encaminhada ao FAP, determinando o início do ensaio.

4.4 Operação dos filtros

Os filtros da IPDF trabalharam com as seguintes taxas de filtração: 120 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ no FAP e

180 m³.m⁻².d⁻¹ no FRD. O FAP foi operado com a execução de descargas de fundo intermediárias. DFI e uma final – DFF, realizadas com esvaziamento total do filtro com taxa inicial da ordem de 1.000 m³.m⁻².d⁻¹. A descarga de fundo final foi realizada no final da carreira de filtração, antes da execução da lavagem do FAP, enquanto as descargas de fundo intermediárias - DFIs foram efetuadas durante a carreira de filtração. Assim, as DFIs no FAP passaram a ser realizadas com esvaziamento total do filtro com duração de 1 a 1,5 min, a cada 6 h após o início da carreira de filtração, até as 36 h quando a instalação era desligada

A lavagem do FAP foi efetuada após a DFF com aplicação de água com velocidade ascensional de

0,5 m/min durante cerca de 10 minutos, enquanto a lavagem do FRD foi executada com água para promover expansão de 30% a 40% na camada de areia (velocidade ascensional de 0,8 m/min) durante de 15 min.

4.5 Parâmetros de controle e frequência da amostragem

O Quadro 3 mostra os parâmetros de controle com a frequência que foram analisados durante os ensaios. Ressalta-se que foram feitas leituras piezométricas para determinação da perda de carga nos meios granulares do FAP e no FRD a cada 3 h durante os ensaios.

Quadro 3: Parâmetros de qualidade da água de amostras coletadas durante os ensaios.

Ensaio	Água de estudo	Efluente da coluna de pré-oxidação	Efluente da coluna de CAP	Efluente do FAP	Efluente FRD
1	Turbidez, clorofila-a, cianobactérias e COT*	-	-	Turbidez, clorofila-a, COT, cianobactérias* e leitura piezométrica**	Turbidez, COT, clorofila-a, cianobactérias, SPO*** e leitura piezométrica**
2		-	COT****	Turbidez, clorofila-a, COT, cianobactérias, e leitura piezométrica**	Turbidez, COT, clorofila-a, cianobactérias SPO*** e leitura piezométrica**
3		Clorofila-a, COT e cianobactérias*SPO**	-	Turbidez, clorofila-a, COT, cianobactérias* e leitura piezométrica**	Turbidez, COT, clorofila-a, cianobactérias* SPO*** e leitura piezométrica**
4		Clorofila-a, COT, cianobactéria* SPO**	COT****	Turbidez, clorofila-a, COT, cianobactérias* e leitura piezométrica**	Turbidez, COT, clorofila-a, cianobactérias* SPO*** e leitura piezométrica**

SPO – subproduto da cloração com cloro (amostra única coletada após 18 h de carreira); (*) amostras coletadas 3h após o início de funcionamento; (***) amostras coletadas 18h após o início de funcionamento; (****) antes da realização da análise de COT, as amostras foram filtradas em membrana de vidro.

4.6 Pós-cloração e formação de subprodutos

A desinfecção final foi feita em amostras do efluente do FRD coletadas às 18 horas de funcionamento da IPDF para os quatro ensaios, visando verificar a formação de subprodutos orgânicos halogenados, segundo adaptação dos métodos 5710 A e B (APHA et al., 2012). Um volume conhecido da solução de cloro preparada para cada ensaio foi adicionado a cada frasco para resultar a dosagem de 5 mg.L⁻¹ de cloro. Os frascos foram fechados e lacrados com papel parafinado para evitar perdas de compostos voláteis por evaporação. A seguir, os frascos foram colocados em

câmara de DBO termostatizada a temperatura 25°C ± 1°C. Após 30 minutos e posteriormente 24 h, os frascos foram abertos e rapidamente coletados 100 mL da amostra e transferidos a um frasco contendo aproximadamente 1 g de ácido ascórbico (agente desclorante) com objetivo de paralisar a reação do cloro. Os frascos identificados foram imediatamente lacrados e acondicionados em geladeira à temperatura de 4°C. No final da carreira de filtração, as amostras foram enviadas para o laboratório da Unaerp em Ribeirão Preto-SP para extrações líquido-líquido e posterior análise por cromatografia a

gás (CG-DCE). Os SHOs foram determinados de acordo com a metodologia recomendada pelos métodos 551.1 e 552 da USEPA (2005), tendo sido investigados os seguintes subprodutos: (i) trihalometanos (TAM): clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio; (ii) haloacetoneitrilas (HAN): dicloroacetoneitrila, tricloroacetoneitrila, dibromoacetoneitrila, tribromoacetoneitrila, bromocloroacetoneitrila; (iii) halopictinas (HP): cloropictina; (iv) haloacetonas (HK): 1,1-dicloropropanona, 1,1,1-tricloropropanona; (v) tricloroacetaldeído (TCA); (vi) ácidos haloacéticos (AHA): monocloro ácido acético, monobromo ácido acético, dicloro ácido acético, tricloro ácido acético, bromocloro ácido acético, bromodicloro ácido acético, dibromo ácido acético, clorodibromo ácido acético, tribromo ácido acético. O Quadro 4 apresenta um resumo das condições dos ensaios de pós-cloração para quantificação dos SOH. O quadro 4 apresenta um resumo das condições dos ensaios de pós-cloração para quantificação dos SOH.

Quadro 4: Resumo das condições dos ensaios para verificar a formação de subprodutos da oxidação.

VARIÁVEL	CONDIÇÃO
Temperatura	25°C em estufa termostatizado
Dosagem na pós-cloração	5 mg.L ⁻¹ Cl ₂
Volume da amostra	500 mL em frasco escuro de vidro e fechado
Tempo de contato	30 min e 24 h
Inibidor (desclorante)	Ácido ascórbico

Quadro 5: Valores médios dos parâmetros de caracterização das águas de estudo.

Parâmetros	AE1	AE2	AE3	AE4	Coefficiente de variação (%)
Cor aparente (uH)	80	110	85	90	15,0%
Cor verdadeira (uH)	5	6	5	7	17,4%
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,3	0,3	0,8	0,5	59,0%
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,005	0,004	0,001	0,003	48,8%
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	0,67	0,93	0,75	1,12	23,8%
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0,17	0,23	0,29	0,21	22,7%
Turbidez (uT)	9,8	15	10,2	13	21,1%
Carbono orgânico total (mg.L ⁻¹)	3,9	4,8	4,7	5,1	10,7%
Densidade de ianobactérias (cel.mL ⁻¹)	105.000	120.000	109.000	118.000	6,3%
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	24	30	26	25	10,31%

4.7 Análise estatística

Os resultados dos parâmetros de qualidade COT, cianobactérias, clorofila-a e turbidez obtidos nos ensaios realizados na IPDF foram submetidos a análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey com nível de significância de 5%, para auxiliar a realização dos testes estatísticos por meio do software InfoStat.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Características da água de estudo

O Quadro 5 mostra as características das águas de estudo de amostra coletada no início de cada ensaio na IPDF. De maneira geral, embora não desejada, houve variação das características das AEs, cuja magnitude dos parâmetros deveu-se, principalmente, ao efluente coletado na saída da lagoa de estabilização, pois buscou-se sempre obter uma densidade de cianobactérias próxima de 10⁵ cel.mL⁻¹. Comparando-se os dados do Quadro 5, foram observadas as seguintes variações máximas: cor aparente (15%), cor verdadeira (17,4%), nitrato (59,1%), nitrito (48,8%), nitrogênio amoniacal (23,9%), fósforo total (22,7%), turbidez (21,2%), COT (10,8%), cianobactérias (6,3%) e clorofila-a (10,3%). Contudo, a análise estatística ANOVA mostrou que não houve diferenças significativas com probabilidade de confiança de 95% para nenhum parâmetro de qualidade analisado das quatro AEs.

Em relação às cianobactérias, a espécie *Planktothrix agardhii* foi predominante e com maior densidade nas quatro águas de estudo, sendo 52% no Ensaio I, 84% no Ensaio II, 62% no Ensaio 3 e 43% no Ensaio IV (ver porcentagens de ocorrências nos gráficos da Figura 6). Segundo Silva (2009), o gê-

nero *Planktothrix* pertence à ordem Oscillatoriales, família Phormidiaceae e subfamília Phormidioideae e é considerado um dos mais importantes nas florações, pois produz toxinas (microcistinas e saxitoxinas) e geosmina.

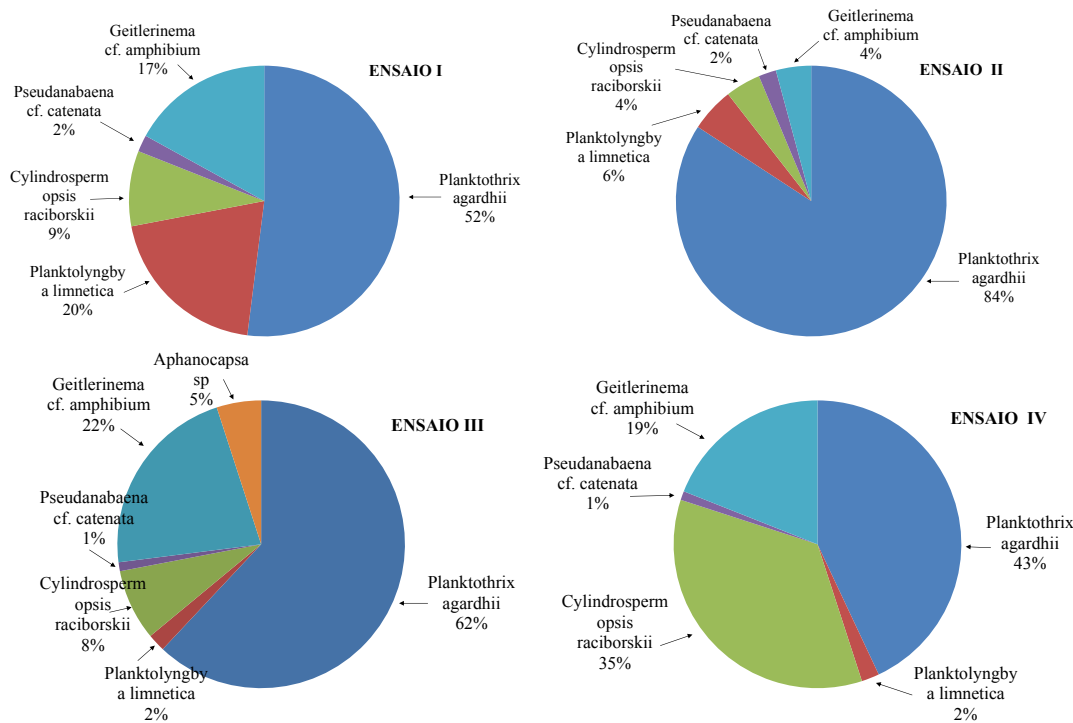


Figura 6: Ocorrências das principais espécies de cianobactérias nas águas de estudo.

5.2 Ensaios em Jarreste

As dosagens de sulfato de alumínio usadas nos ensaios I, II, III e IV foram, 2,2; 3,6; 2,9 e 3,1 mg Al/L, que equivalem a 30, 48, 39 e 42 mg.L⁻¹ do sulfato de alumínio líquido comercial (com 7,4% de Al₂O₃), respectivamente, foram obtidas nos ensaios de bancada. Essa variação se deve principalmente às diferentes características das águas de estudo. A água de estudo do ensaio II apresentou os maiores valores de turbidez, cianobactérias e cor aparente, e por isso resultou em uma dosagem maior de coagulante.

Com base nos resultados dos ensaios de bancada de pré-cloração, foram fixadas as dosagens de

cloro de 1,3 mg Cl₂.L⁻¹ para os ensaios III e IV. As dosagens foram ajustadas na IPDF de modo que o residual de cloro na saída das colunas de pré-oxidação e de inter-oxidação resultassem em no máximo 0,1 mg Cl₂.L⁻¹.

5.3 Ensaios na Instalação Piloto

As Figuras 7, 8, 9, 10 e 11 apresentam, respectivamente, os resultados dos ensaios referentes a perda de carga, turbidez, carbono orgânico dissolvido, densidade de cianobactérias e clorofila-a. Os quatro ensaios foram realizados na

IPDF para as condições obtidas nos ensaios de bancada em jarreste. Convém observar o Quadro 2 para facilitar a compreensão do tratamento em cada ensaio.

Observa-se na Figura 7 a recuperação de carga hidráulica após a realização de cada uma das cinco DFIs, cujos valores somados, totalizaram aproximadamente 35,1, 37,0, 29,1 e 31,5 cm, nos Ensaios I, II, III e IV, respectivamente. As vantagens da operação com DFIs em pré-filtros de pedregulho foram reportadas por vários autores, dentre eles, Kuroda (2002), Dantas e Di Bernardo (2006) e Silva et al. (2012), nos quais foram avaliados sistemas de dupla filtração com filtro ascendente de pedregulho. Além de evitar a ocorrência do transpasse de turbidez, microalgas e cianobactérias e não sobrecarregar o FRD, o método de operação com DFIs permite que seja adotada uma carga hidráulica menor para a retenção de impurezas, reduzindo a altura da unidade.

No Ensaio I, com tratamento da AE1, que apresentou a menor densidade de cianobactérias quando comparada às AEs dos outros ensaios (com densidade de $105.000 \text{ cel.mL}^{-1}$, cuja distribuição das espécies predominantes é mostrada na Figura 6), o efluente do FAP apresentou turbidez menor ou igual à dos demais ensaios, entretanto a densidade de cianobactérias do efluente do FAP foi maior. Observa-se também que a carreira de filtração do FRD não se estenderia além das 36h fixadas no ensaio.

A Figura 8 mostra os resultados de turbidez das AEs, efluente do FAP e do FRD das amostras coletadas durante o tempo de funcionamento da IPDF. No ensaio I, o FAP produziu efluente com valores de turbidez entre 0,51 a 0,90 uT, enquanto a turbidez do efluente da FRD foi consistentemente menor que 0,50 uT (0,29 a 0,45 uT). Tais resultados indicam que a Portaria 2914/2011 foi atendida em relação a esse parâmetro, que

estabelece um valor máximo de 0,5 uT para tratamento com filtração rápida. Pelos dados de turbidez no efluente do FAP, nota-se que não ocorreu transpasse de flocos nesse filtro. Esse fato deve-se principalmente à realização de descargas de fundo intermediárias (DFIs), que foram executadas a cada 6 h após o início de um ensaio, conforme mostrado na Figura 7.

A configuração de tratamento utilizada no Ensaio II foi: coagulação, adsorção com carvão ativado pulverizado, filtração ascendente em pedregulho e filtração rápida descendente em areia. Durante toda a carreira, o tratamento utilizado apresentou eficiência global de remoção de turbidez de 95%, tendo resultado valor médio de turbidez de 0,33 uT no efluente do FRD, resultados semelhantes aos encontrados por Silva (2015a). A perda de carga no meio granular do FAP variou entre 13,2 cm (às 6 h de funcionamento) e 19,1 cm (às 36 h de funcionamento), com a realização de 5 DFIs (a cada 6 h). Esses valores são cerca de 2 cm maiores que observados no Ensaio I (ver Figura 7), resultado provável da limpeza do meio granular após o Ensaio I. O aumento da perda de carga no meio filtrante do FRD foi mais significativo, atingindo o limite máximo previsto (181 cm) com 29 h de operação (ver Figura 7), o que requereu sua lavagem, pois houve aumento da taxa de crescimento de perda de carga no FRD, devido à densidade maior de cianobactérias filamentosas no efluente do FAP.

No Ensaio III foi adotada a seguinte configuração de tratamento: coagulação, pré-cloração, filtração ascendente em pedregulho e filtração rápida descendente em areia. A turbidez do efluente do FAP (ver Figura 8) variou entre 0,28 e 0,87 uT, valores mais baixos comparados aos Ensaios I, II e IV. O efluente do FRD também resultou em menores valores de turbidez, entre 0,12 e 0,37 uT, quando comparados aos ensaios I e II. O teste estatístico de Tukey para a turbidez da água filtrada (efluente do FRD) demonstrou que os valores

menores de turbidez no ensaio III foram diferentes estatisticamente em nível de significância de 5% em relação aos demais ensaios. Vale ressaltar que, neste ensaio, ocorreram os menores valores de perda de carga nos meios granulares, tanto do FAP quanto do FRD. As perdas de carga no FAP e FRD, após 36 h de operação, foram de 15,9 cm e 157 cm, respectivamente (ver Figura 7).

A configuração de tratamento utilizada no ensaio IV foi: coagulação, pré-cloração, adsorção com carvão ativado pulverizado, filtração ascendente em pedregulho e filtração rápida descendente em areia. Os valores de turbidez na água bruta estiveram entre 7,1 e 12,3 uT, enquanto,

no efluente do FAP, variaram de 0,3 a 1,4 uT (ver Figura 8). A remoção média de turbidez no FRD foi da ordem de 97%, com valores entre 0,20 e 0,51 uT. A perda de carga final no FAP após 36 h de operação foi de 16,2 cm e no FRD, de 168 cm, cerca de 11 cm a mais do que no Ensaio III (ver Figura 7). A AE4 apresentou densidade de cianobactérias próxima aos valores da AE2, com densidade de 118.000 cel.mL⁻¹, sendo que o diferencial foi a distribuição das espécies, com 43% de *Planktothrix agardhii*, 35% de *Cylindrospermopsis raciborskii*, 19% de *Geitlerinema cf. amphibium*, 2% de *Planktolyngbya alimnetica* e 1% de *Pseudonabaena cf. catenata*.

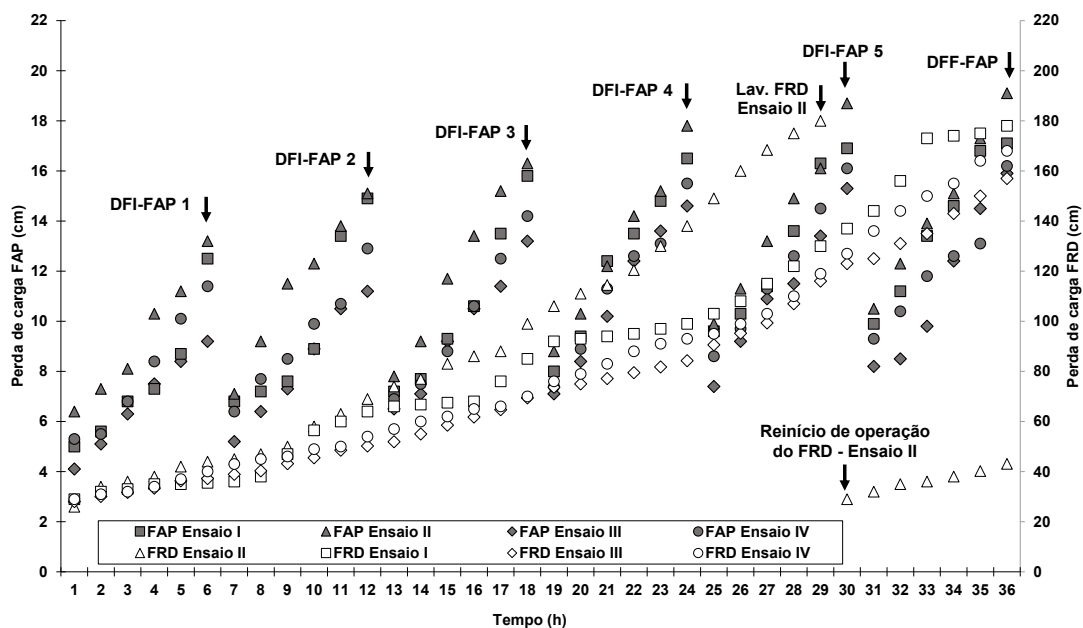


Figura 7: Variação da perda de carga nos meios granulares do FAP e do FRD e indicação das descargas de fundo intermediárias (DFI) no FAP.

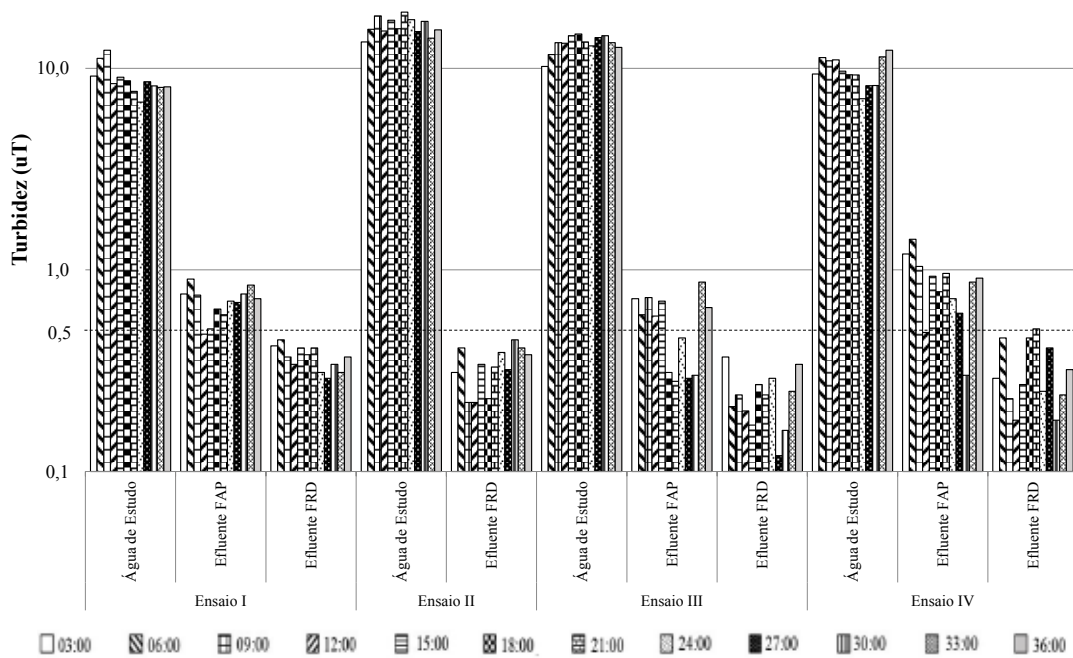


Figura 8: Valores de turbidez das águas de estudo, efluentes do filtro ascendente de pedregulho e efluente do filtro descendente de areia nos quatro ensaios.

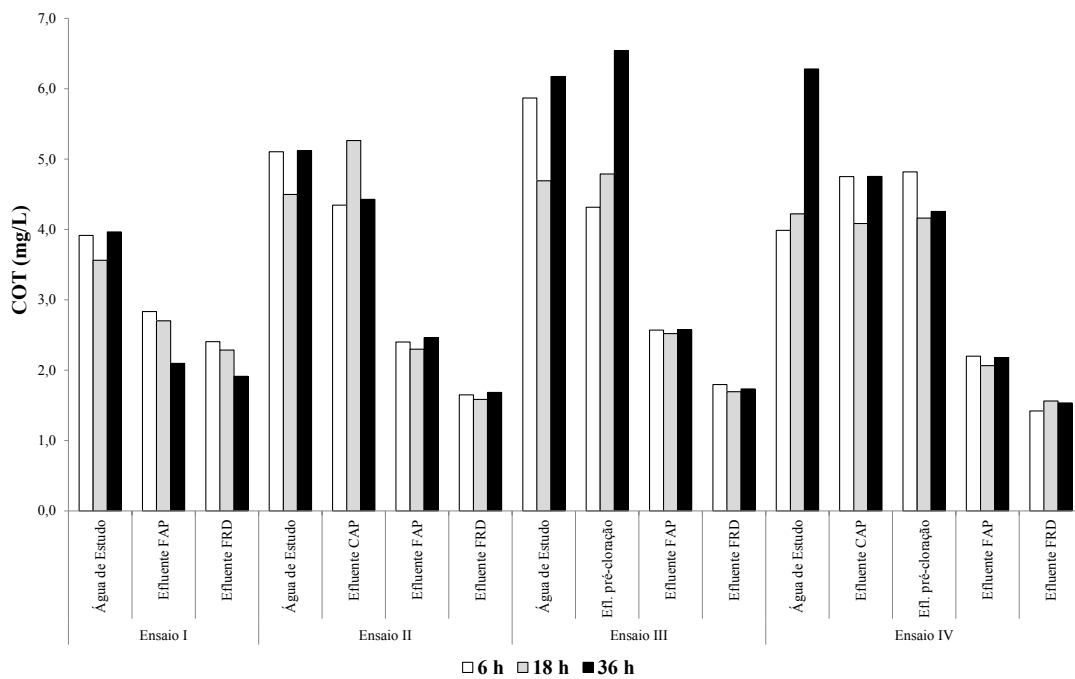


Figura 9: Valores de COT obtidos nos quatro ensaios (amostras coletadas às 6, 18 e 36 h de funcionamento)

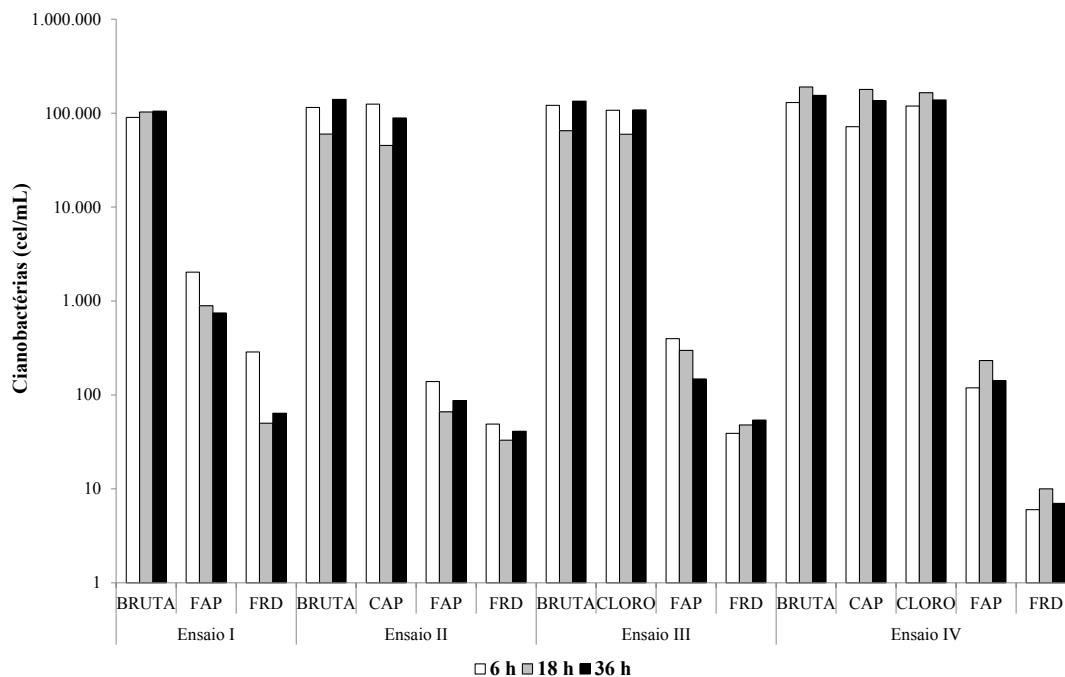


Figura 10: Valores das densidades de cianobactérias nos quatro ensaios (amostras coletadas às 6, 18 e 36 h de funcionamento)

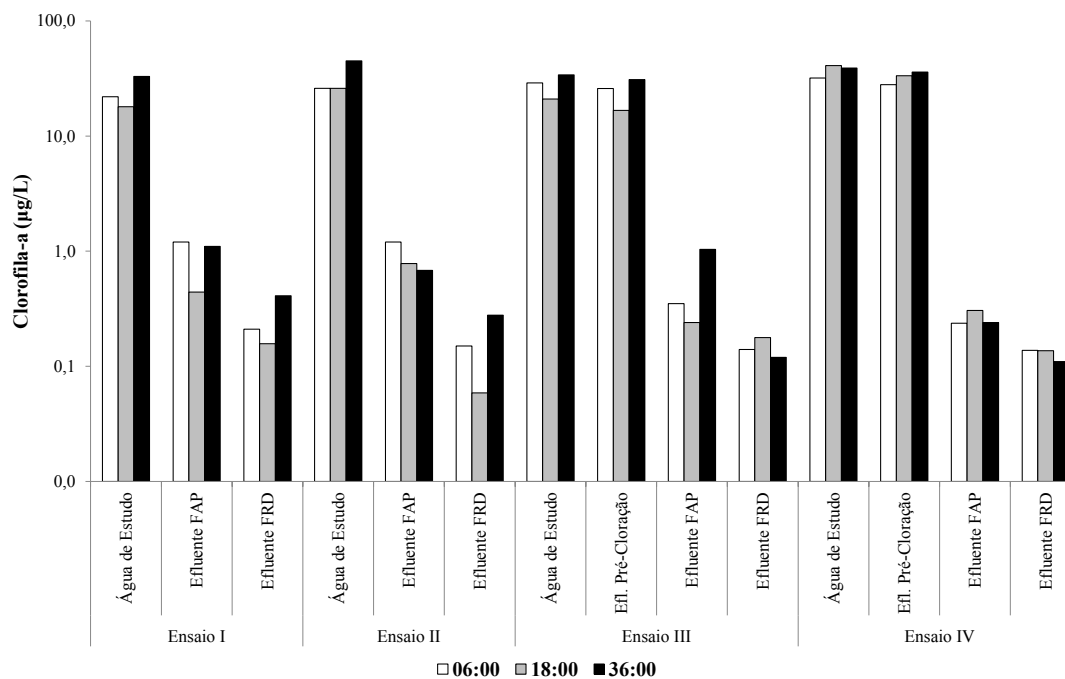


Figura 11: Variação da concentração de clorofila-a nos quatro ensaios (amostras coletadas às 6, 18 e 36 h de funcionamento)

Na Figura 9 são apresentados os resultados do COT obtidos nos quatro ensaios. A remoção de COT no FAP resultou em torno de 33%, enquanto a remoção no FRD foi de 42%, resultando em concentrações de COT no efluente do FRD entre 1,91 e 2,40 mg.L⁻¹. Ressalta-se que a diminuição de COT nas diferentes configurações de tratamento indica a remoção de possíveis microcontaminantes orgânicos e ou de subprodutos presentes na água e, ainda, que o padrão de potabilidade (Portaria 2914/2011) não estabeleça um limite desse parâmetro. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2012) recomenda que a concentração de COT não supere 2,0 mg.L⁻¹ quando a desinfecção é efetuada com cloro, visando evitar a formação de subprodutos orgânicos halogenados. Observa-se, no Ensaio, que os valores de COT no efluente do FRD resultaram superiores a 2,0 mg.L⁻¹. Entretanto, a formação de SOHs não aconteceu de forma significativa. Praticamente só ocorreu a formação de ácidos haloacéticos, mesmo assim em concentrações baixas. Os outros SOH analisados nos quatro ensaios (cloro hidrato, cloropicrinas, haloacetoneitrilas e haloacetonas) resultaram com concentrações abaixo do limite de detecção dos métodos empregados nas análises (10 µg.L⁻¹).

No Ensaio II, o FAP apresentou remoção média de COT de 51% que, somada ao resultado do FRD, a remoção desse parâmetro aumentou para 67%. Os valores de COT na saída do FRD variaram entre 1,58 e 1,68 mg.L⁻¹, concentrações inferiores às do ensaio I. O trabalho de Silva et al. (2015a), realizado na mesma IPDF, porém com uso de filtro ascendente de areia grossa antecedendo a FRD; o sistema de DF (FAAG + FRD) neste caso removeu, em média, 84,7% de COT e 98,5% de clorofila-a.

No Ensaio III (ver Figura 9), a remoção global de COT foi de 68 %, eficiência praticamente igual à obtida no Ensaio II, este com configuração de tratamento em que foi usado carvão ativado pul-

verizado. As concentrações de COT na saída FRD variaram entre 1,73 e 1,79 mg.L⁻¹, ligeiramente maiores quando comparadas ao Ensaio II.

A remoção de COT no Ensaio IV (ver Figura 9) foi a maior obtida, embora próxima dos valores observados no Ensaio III. O FAP apresentou remoção de 56%; somada à eficiência do FRD, a eficiência global de remoção de COT foi de 69%. Os valores do COT no efluente do FRD variaram entre 1,41 e 1,56 mg.L⁻¹. Silva et al. (2015) relatam que as eficiências globais de remoção de COT e clorofila-a foram, em média, iguais a 86,4% e 97,3%. O teste de significância para a remoção de COT demonstrou que no Ensaio I, além de resultarem os menores valores médios de remoção, tais resultados foram estatisticamente diferentes em relação aos Ensaios II, III e IV, o que reforça a importância da utilização da pré-cloração e adsorção com CAP.

Conforme Figura 10, a remoção de cianobactérias no Ensaio I foi similar à da clorofila-a (ver Figura 11), com remoção global da ordem de 99,9%, sendo o FAP responsável por 98,8%. Silva et al (2012) relatam que foi obtida remoção de 96,5% de cianobactérias utilizando a mesma IPDF, porém com FAAG.

No ensaio II, o FAP foi responsável pela remoção 99,91% das cianobactérias; somada à eficiência do FRD, a remoção global aumentou para 99,97%. Os valores na saída do FRD resultaram entre 26 e 49 cel.mL⁻¹. Em seu trabalho, Silva et al. (2015a) obtiveram remoção global de 3,76 log, com valor máximo da densidade de cianobactérias no efluente do FRD igual a 101cel.mL⁻¹ o afluente à IPDF apresentava densidade de 446.525 cel.mL⁻¹.

Observa-se na Figura 11 que as remoções de clorofila-ano Ensaio III e as de cianobactérias (ver Figura 10) resultaram superiores a 95%. O FAP foi responsável por aproximadamente 98,2% para clorofila-a e 99,7% para cianobactérias, que, somadas às eficiências do FRD, resultaram

em remoções de 99,5% para clorofila-a e de 99,9% para cianobactérias.

A maior eficiência de remoção, tanto de clorofila-a (ver Figura 11) como de cianobactérias (ver Figura 10), foram superiores aos valores observados nos três ensaios anteriores. A remoção de cianobactérias no FAP foi de 99,90%, chegando a 99,99% após o FRD. A pré-cloração foi responsável pela remoção de 11% de cianobactérias. A análise estatística mostrou que as concentrações de clorofila-a no efluente do FRD foram influenciadas pela utilização da pré-cloração nos ensaios, pois houve diferença do parâmetro analisado com significância (5%) entre os Ensaios III e IV comparados com os Ensaios I e II.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

- A tecnologia da dupla filtração foi eficiente para a remoção de turbidez, cianobactérias, clorofila-a e carbono orgânico total, conseguindo-se as seguintes eficiências: a) turbidez: 96,0% no Ensaio I; 98,0% no Ensaio II; 98,2% no Ensaio III e 97,0% no ensaio IV; cianobactérias: 99,87% no Ensaio I; 99,96% no Ensaio II; 99,97% no Ensaio III e 99,99% no ensaio IV; carbono orgânico total: 42% no Ensaio I; 65% no Ensaio II; 69% no Ensaio III e 69% no ensaio IV; clorofila-a: 98,9% no Ensaio I; 99,4% no Ensaio II; 99,6% no Ensaio III e 99,7% no ensaio IV;
- Dentre as configurações de processos de tratamento estudadas, a correspondente ao Ensaio IV, com pré-cloração, adsorção em carvão ativado pulverizado, coagulação, filtração ascendente em pedregulho e filtração rápida descendente em areia, foi a mais eficiente para a remoção dos parâmetros avaliados (turbidez, cianobactérias, carbono orgânico total e clorofila-a);
- As concentrações de subprodutos da pré-cloração e da pós-cloração em todos os ensaios resul-

taram muito baixas, e não ultrapassaram os limites preconizados pela Portaria 2914/2011, de 0,1 mg.L⁻¹ de TAM e de 0,08 mg/L⁻¹ de AHA;

- As cianobactérias presentes nas águas de estudo, com predominância dos gêneros *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema cf. amphibium*, *Planktolyngbya alimnetica* e *Pseudanabaena cf. catenata*, foram eficientemente removidas em todas as configurações de tratamento estudadas.
- A execução das descargas de fundo intermediária (DFIs) no FAP mostrou-se vantajosa para aumentar a duração da carreira de filtração do FRD e eliminar a possibilidade de ocorrência de transpasse dos parâmetros monitorados (turbidez, cianobactérias, carbono orgânico total e clorofila-a);

É recomendável que:

- A tecnologia da Dupla Filtração seja considerada como uma das alternativas para o tratamento de águas eutrofizadas na região norte do Brasil.
- Em trabalhos futuros sobre remoção de cianobactérias na tecnologia de Dupla filtração sejam feitas análises de cianotoxinas, haja vista que os gêneros encontrados na pesquisa têm potencial de liberar tais toxinas.

7 REFERÊNCIAS

AMARAL, S.F., GALVÃO, E.M.O.B., BERTOLOSSI, V.M., VIANNA, R.F.M., CEZAR, M..C.M., BRANDÃO, C.C.S., (2001). Filtração Ascendente em Pedregulho seguida de Filtração Descendente em Areia (Dupla Filtração) aplicada ao Tratamento de Águas com presença de Algas. **21o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, João Pessoa, PB, Brasil.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 2016. Disponível em <http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe-conjuntura-2016.pdf>. Acesso em: 23 jan.2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. 2012.

BRASIL, Leis Decretos, etc. Ministério da Saúde. **Portaria MS 2914**. 12 de Dezembro de 2011, Brasília, Brasil.

BRAGA, F. M. G. (2005). **Dupla filtração em filtros ascendentes de pedregulho e filtros descendentes de areia aplicada à remoção de algas: influência da taxa de filtração e granulometria do filtro de areia**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 174 p.

BENINI, B. D. S. **Remoção de Substâncias Húmicas na Dupla Filtração com Filtro Ascendente de Pedregulho**. 2003. 147 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CEZAR, M.C.M. **Aplicabilidade da (Pré) Filtração Ascendente em Pedregulho como Pré-Tratamento para a Filtração Rápida de Águas com Presença de Algas**. 2000. 129 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

CERQUEIRA, D.A. **Remoção de oocistos de Cryptosporidium e indicadores no tratamento de água por ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração, em escala piloto**. 2008. 194 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais.

DANTAS, A. D.B. **Desempenho de Sistemas de Dupla Filtração no Tratamento de Água com Turbidez Elevada**. 2004. 301 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

DE PAULA, D. **Avaliação da Dupla Filtração para Tratamento de Água Superficial Utilizando Filtração Ascendente em Areia Grossa**. 2003. 110 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

DANTAS, A.D.B; PASCHOALATO, C.F.P.R; MONTANHA, W.A.A; TRIMAILOVAS, M.R. Influência da pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro de água contendo substâncias húmicas aquáticas na coagulação-filtração e na formação de subprodutos orgânicos halogenados. **Revista DAE**, v. 178, p. 22-32, 2008.

DIBERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. 1. ed. São Carlos: Editora LDiBe, 2011. v. 1. 454p .

DI BERNARDO, L.; MINILLO A.; DANTAS, A.D.B. **Florações de Algas e de Cianobactérias: Suas Influências na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento**. 1. ed. São Carlos: Ed. LDiBe, v. 1. 513 p. 2010.

DANTAS, A.D.B; DI BERNARDO, L. **Performance of two-stage filtration system for treating high turbidity water**. Aqua (London. Print) (Cessouem 1999. Cont. ISSN 1606-9935 Journal of Water Supply: Research and Technology, AQUA (Print) , v. 55, p. 499, 2006.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. São Carlos: Rima, 2005.

GUSMÃO, P. T. (2001). **Utilização de Filtração Direta Ascendente como Pré-Tratamento à Filtração Rápida Descendente para Tratamento de Água para Abastecimento**. São Carlos. 335 p.Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico**. Rio De Janeiro. 2010. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 02 de jan.de 2016.

KURODA, E. K. **Remoção de células e subprodutos de microcystispp. por dupla filtração, oxidação e adsorção**.2006. 267f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

KURODA, E. K. (2002). **Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração**. São Carlos, 2005. 226 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

MEGDA, C. R. **Filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento à filtração rápida descendente**.1999. 170 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MONDARDO, R.I; SENS, M.L; MELO FILHO, L.C Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), JCR v. 11, No 4-, p. 337-342, Out/Dez 2006

PEREIRA, V.L.R. **Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães - UHE - Lajeado / Tocantins**. 2002. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

PASCHOALATO, C.F.P.R; DANTAS, A.D B; Rosário, G; SILVA, B. M; DIAS, T. R.S.B. **Potencial de Formação de subprodutos do cloro em mananciais de abastecimento**. Hydro (São Paulo), v. VII, p. 30-35, 2013.

QUEIROZ, S.C.B. **Utilização da dupla filtração, oxidação e adsorção com carvão ativado pulverizado no tratamento de água eutrofizada**. 2010. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Recursos Hídricos) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SALES, M. V. **Tratamento de Água Eutrofizada Através de Dupla Filtração e Oxidação**. 2005. 259 p. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. UFC.

SALDANHA, J.R. (2002). **Avaliação do desempenho de uma Estação de Tratamento de Água com Sistema de Dupla Filtração, em escala real**. São Carlos, 2002. 214 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SILVA, T.F.G et al. Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), JCR v. 21, p. 241-250, 2016.

SILVA, D. **Revisão do gênero Planktothrix Anagnostidis & Komárek, 1988 (Cyanobacteria/ Oscillatoriales) no Brasil**. 2009. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.

SILVA, G. G.; NAVAL, L. P.; DI BERNARDO; DANTAS, A. D. B. **Tratamento de água de reservatórios por dupla filtração, oxidação e adsorção em carvão ativado granular**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 17, p. 71-80, 2012.

SILVA-LINS J.R. **Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas em um braço do reservatório da Usina Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães e suas implicações para o abastecimento público de Palmas - TO**. 2009. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Recursos Hídricos) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SILVA, J. R. L. ; Queiroz, S. C. B. ; DANTAS, A. D. B. ; BERNARDO, Luiz Di; CONDO, C. R. P.; PIRES, M. A. F. Remoção de cianobactérias e outros compostos por meio de uma instalação piloto de dupla filtração. In: **Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2015a.

SILVA, J. R. L. et al.. Fatores condicionantes ao surgimento de floração de *dolychospermumsolitarium* (cyanobacteria, nostocaceae) no reservatório de lajeado, em Palmas-to. In: **Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2015b.

SILVA, J.R.L.; NOGUEIRA I.S.; SILVA N.M.; MARQUES J.A.V. Ocorrência de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* em águas do rio Tocantins. Estudo de caso: ETA Tocantínia. In: 23º CONGRESSO

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. 2005. **Anais**. Campo Grande - MS

SILVA, J.R.L.; CUNHA, I.L.; WETTMAN, A. Caracterização do fitoplâncton nas amostras coletadas na orla do lago e concentração de microcistina na praia da Graciosa em Palmas -TO. In: III CONGRESSO CIENTÍFICO DO CEULP/ULBRA, 2003. **Anais**. Palmas – TO.

TANGERINO, E. P.; DI BERNARDO, L. Remoção de substâncias húmicas por meio da oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio e FIME. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), v.10, n 4, p. 290-298, Out/Dez 2005.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 551.1. **Determination of chlorination disinfection byproducts, chlorinated solvents, and halogenated pesticides/herbicides in drinking water by liquid-liquid extraction and gas chromatography with electron-capture detection**. CD-ROM Revisão 1. Set., Ohio, USA. 2005.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 552.2. **Determination of haloacetic acids and dalapon in, in drinking water by liquid-liquid extraction, derivatization and gas chromatography with electron-capture detection**. CD-ROM Revisão 1. Set., Ohio, USA. 2005.

USA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Drinking water guidance on disinfection by-products**. Advice note n. 4, version 2, Disinfection by-products in drinking water (2012). Disponível em https://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/DrinkingWaterGuide4_v8.pdf. Acessado em: fev. 2016.

WHO (2006). **World Health Organization. Guidelines for drinking water quality and health risk assessment of disinfectants and disinfection by-products**.

WIECHETECK, G.K. **Remoção de Substâncias Húmicas em Tratamento de Água Por Meio de Pré-Oxidação e Dupla Filtração**. 2005. 376 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP.