II-790 – AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE CIANOBACTÉRIAS POTENCIALMENTE TÓXICAS NO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO E EFLUENTE FINAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS PARANOÁ, NO DISTRITO FEDERAL

Sarah da Silva Brito [(1)]
Engenheira Civil - Universidade Federal do Cariri (UFCA). Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PTARH/UnB).

Daphne Heloisa de Freitas Muniz [(2)]
Doutora em Ciências Ambientais pela Universidade de Brasília. Técnica do Laboratório de Química da Água, Embrapa Cerrados, Planaltina – DF

Mauro Cesar Palmeira Vilar [(3)]
Ph.D. Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias (LETC) Programa de Biofísica Ambiental. Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho – IBCCF

Raquel Moraes Soares [(4)]
Doutorado em Ciências – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho – UFRJ.
Prof.ª Associada – Departamento de Eng. Civil e Ambiental- Universidade de Brasília.

Endereço [(1)]**:** Universidade de Brasília – Campus Darcy Ribeiro, Anexo SG 12 – Asa Norte – Brasília, Distrito Federal, Brasil – e-mail: sarahbrito19@hotmail.com

RESUMO

O crescimento populacional e o desenvolvimento econômico vêm aumentando intensamente a demanda e o consumo de água nas sociedades. Sendo assim, conforme o consumo de água aumenta, o aumento da taxa de efluentes gerado pela população também cresce. Dessa forma, é necessário que esses efluentes sofram algum tipo de tratamento para que assim possam ser destinados aos corpos hídricos receptores. Para isso, existem inúmeros sistemas de tratamentos que são utilizados nas Estações de Tratamento de Efluentes em todo o mundo. Um dos sistemas comumente utilizados no Brasil são as lagoas de estabilização, que possuem baixo custo de implantação e manutenção. Umas das variações das lagoas de estabilização é a lagoa de alta taxa de biomassa algal, que é o tipo de sistema de tratamento utilizado na ETE Paranoá, localizada no Distrito Federal. Dessa forma, o presente trabalho visa analisar parâmetros físicos e químicos que caracterizem as 9 lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgotos Paranoá (Brasília- DF), bem como o seu efluente final, e correlacionar essa análise com a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas e seus riscos para o corpo hídrico receptor (o Rio Paranoá). Através das análises realizadas, foi possível observar densidade de células de cianobactérias variou de 100.000 a 10.000.000 células/mL, o que indica uma densidade bastante elevada. Além disso, foi possível observar variações entre as lagoas de alta taxa, bem como correlacionar parâmetros físico e químicos com a densidade de cianobactérias. Foram encontradas cianobactérias potencialmente tóxicas do gênero *Geitlerinema amphibium* e *Phormidium sp*, tanto nas lagoas quanto na amostra do efluente final.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoa de alta taxa, cianobactérias, estação de tratamento de efluentes

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o desenvolvimento econômico vêm aumentando intensamente a demanda e o consumo de água nas sociedades. Dessa forma, uma parcela da água utilizada é destinada ao sistema de esgotamento sanitário, onde convencionalmente a água residuária deverá ser destinada a uma Estação de Tratamento de Esgotos (MACIEL et al., 2019). Os efluentes são caracterizados como despejos (tratados ou não) advindos de diferentes atividades, tais como águas que são captadas pela rede coletora de esgoto, oriundas de atividades domésticas, industriais, comerciais, dentre outras (BRASIL, 2011).

Tendo em vista o panorama ambiental mundial, no ano de 2015 foi aprovada a Agenda 2030 de Desenvolvimento Sustentável, que é constituída de dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), onde o sexto objetivo (ODS6) diz respeito a questões que envolvem a gestão e disponibilidade da água e o saneamento para todos, baseando-se em demandas ambientais, socioculturais, econômicas e de segurança (ONU, 2015). Nesse contexto, considera-se absolutamente necessário que os efluentes recebam algum tipo de tratamento antes de retornarem para um corpo hídrico novamente, para que se preserve a saúde ambiental e da população. Assim, as Estações de Tratamento de Esgoto têm um papel de suma importância na sociedade (PIRES; SILVA; MONTEIRO, 2015).

As lagoas de estabilização são tecnologias de tratamento secundário que são bastante difundidas em países de clima tropical devido às condições climáticas favoráveis que corroboram para a eficiência do sistema, além de possuírem baixos custos de implantação e manutenção (VON SPERLING, 1996). A lagoa de alta taxa faz parte de uma variação do sistema de lagoas de estabilização, e de acordo com Nascimento (2001), esse tipo de sistema possui como característica essencial a alta produção de biomassa algal. Com o auxílio de rotores, o sistema é constantemente aerado e a biomassa exposta a altas radiações, o que favorece a intensa atividade fotossintética no sistema.

Assim, as lagoas de alta taxa tornam-se ambientes com condições favoráveis (pH, temperatura, oxigênio dissolvido e alta concentração de nutrientes), para o desenvolvimento também de cianobactérias, que fazem parte do processo de ciclagem dos nutrientes dentro das lagoas. No entanto, caso se desenvolva uma alta biomassa desses procariotos, e células sejam lançadas no corpo hídrico receptor, essas podem se tornar um problema de saúde pública e de impacto ambiental, especialmente se forem lançadas células de espécies produtoras de cianotoxinas.

As cianotoxinas, que são considerados metabólitos secundários, são classificadas conforme a toxicidade. Conforme afirma Buratti et al. (2017), estes metabólitos podem ser classificados principalmente em hepatotoxinas, que englobam as microcistinas e nodularinas, em citotoxinas, que são compostas pelas cilindrospermospsinas, e as neurotoxinas, que envolvem as saxitoxinas, anatoxina-a e anatoxina-a(s).

Essas toxinas produzidas por algumas espécies de cianobactérias podem ser bioacumuladas em organismos aquáticos e contaminarem níveis superiores da teia trófica, podendo causar mortandade de espécies no meio aquático, bem como afetar a saúde dos seres humanos que consumirem peixes, moluscos ou crustáceos em geral contendo a toxina em seu organismo. Estudos realizados por Mohamed e Bakr (2018), por exemplo, comprovam este fato, onde foi observada a bioacumulação de Clilindrospermopsina em músculos da tilápia.

Além disso, o contato entre as cianotoxinas e os seres humanos podem ocorrer através da recreação, pecuária e irrigação de hortaliças. Essa exposição às cianotoxinas podem acarretar diversas consequências, desde tumores até mesmo óbito em poucos minutos a depender do tipo de toxina a que o ser humano for exposto (Chorus e Welker, 2021).

Dessa forma, o presente trabalho visa analisar parâmetros físicos e químicos que caracterizem as lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgotos Paranoá (Brasília- DF), bem como o seu efluente final, e correlacionar essa análise com a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas e seus riscos para o corpo hídrico receptor (o Rio Paranoá).

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo é a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Paranoá, que está localizada em Brasília - Distrito Federal. De acordo com a CODEPLAN (2022), a ETE Paranoá é responsável por realizar o tratamento de efluentes (principalmente domésticos) tanto da região do Paranoá que possui cerca de quase 75 mil habitantes quanto da região de Itapoã, que comporta quase 65 mil habitantes. E seu efluente final é lançado no Rio Paranoá.

O sistema de tratamento dessa ETE é composto pela etapa de tratamento preliminar, um medidor de vazão tipo Parshall, e desarenadores seguidos de três reatores UASB, sendo que ao final dessa etapa o efluente é liberado para nove lagoas de estabilização de alta taxa, conforme mostrado na Figura 1. Os efluentes tratados de cada

lagoa são destinados juntos como um único efluente final para o corpo hídrico receptor, o Rio Paranoá, onde este trecho do rio é enquadrado como Classe 3, de acordo com a ADASA (2019).

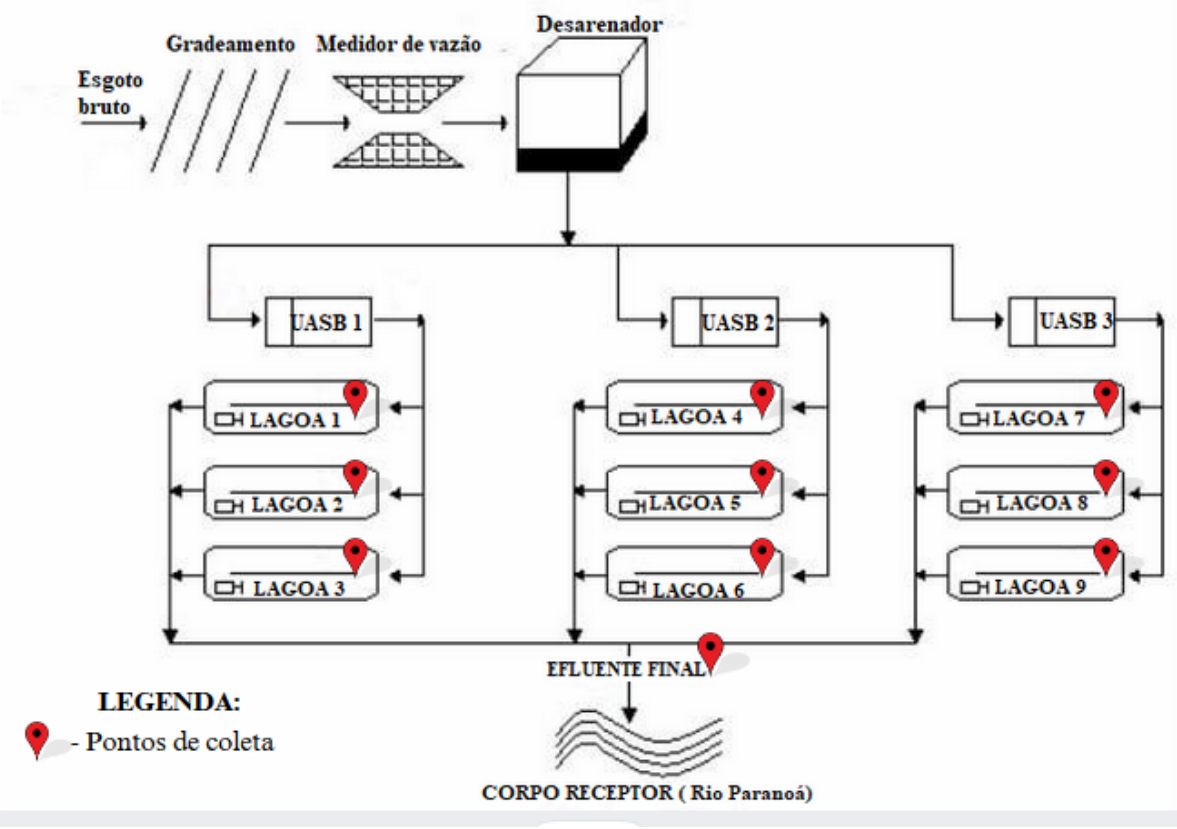

Figura 1: Layout da ETE Paranoá e a localização dos pontos de coleta (Modificado de Silva, 2007)

Foram realizadas coletas no período de seca e chuva, e analisadas as amostras através de procedimentos *in situ* e procedimentos laboratoriais. As coletas ocorreram em setembro de 2022 e outubro de 2022 (representando a estação seca), e em dezembro de 2022 e janeiro de 2023 (representando a estação chuvosa). Ao total, são 10 pontos de amostragem, onde 9 correspondem as lagoas de estabilização que compõe o sistema da ETE e 1 corresponde ao lançamento do efluente final. As datas das coletas estão dispostas na tabela 1.

Tabela 1: Datas das coletas no período seco e chuvoso

Coletas	Data
Coleta 1 (seca)	12/09/2022
Coleta 2 (seca)	21/10/2022
Coleta 3 (chuva)	26/12/2022
Coleta 4 (chuva)	27/01/2023

Os parâmetros medidos *in situ* são pH, temperatura, turbidez e condutividade elétrica (C.E), com dados obtidos através de sondas portáteis. Em laboratório são analisados Nitrogênio total (NTot), Fósforo total (PTot), Demanda Química de Oxigênio filtrada (DQO_F), Sólidos suspensos totais (SST), Clorofila-a, Nitrito($N\text{-}NO_2$), Nitrato($N\text{-}NO_3$), Nitrogênio Amoniacal($N\text{-}NO_4$) e Nitrogênio Total. Além disso, uma alíquota das amostras coletadas foi destinada a identificação e quantificação das cianobactérias por microscopia ótica.

PROCEDIMENTOS *IN SITU*

As amostras foram coletadas em garrafas plásticas, com capacidade de 1L, e acondicionadas em caixa de isopor com gelox a uma temperatura média de 4°C para posteriormente serem analisadas em laboratório. O pH

e a temperatura foram medidos pelo método eletrométrico com auxílio de um medidor de pH Orion 3 Star (Thermo). A turbidez foi analisada a partir do método nefelométrico com o auxílio de um turbidímetro HACH 2100 P e a condutividade elétrica foi medida através do equipamento HACH sensION5. A figura 1 mostra a medição *in loco* com o auxílio da sonda portátil de pH em uma das lagoas da ETE Paranoá.

Figura 2: Medidas *in loco* realizadas com sondas portáteis, nas lagoas de alta taxa da ETE Paranoá.

PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS LABORATORIAIS

Para cada amostra coletada foram retiradas duas alíquotas: uma delas foi fixada em lugol acético para realizar a contagem de células posteriormente, e outra alíquota foi utilizada para inocular a amostra em meio de cultivo ASM-1, para que posteriormente fosse realizado o isolamento das cepas de interesse.

Para a contagem das células, foi utilizada uma câmara de Neubauer. As amostras foram previamente diluídas 30 vezes e a contagem das células de cianobactérias foi realizada com o auxílio de um microscópio ótico modelo Zeiss Axio Observer A1, seguindo a metodologia proposta por Andersen e Kawachi (2005).

Para a análise de DQO, foi utilizado o princípio de método de refluxo fechado, com o auxílio de espectrofotômetro modelo HACH DR 2010. Foram realizadas as análises da DQO bruta e DQO filtrada, ambas após a chegada das amostras ao laboratório. Para a DQO filtrada, foi utilizada a membrana de fibra de vidro de 47mm de diâmetro com tamanho nominal dos poros equivalente a 1,2 µm. A membrana utilizada para a retenção dos sólidos foi congelada para posterior análise de Clorofila-a.

Para análise de Clorofila-a, o material retido nas membranas como descrito acima sofreu extração com Etanol 90%, conforme a metodologia de Nusch (1980). A determinação da absorbância se deu em comprimentos de onda de 750mm e de 665mm, tanto sem acidificação quando com acidificação.

A análise de sólidos totais foi realizada pelo método gravimétrico conforme a metodologia padrão da APHA (1999), que consiste na preparação prévia dos cadinhos, com lavagem, secagem em estufa com temperatura entre 103 e 105°C, seguido de transferência para dessecador e posterior pesagem em balança analítica. Após a pesagem, a amostra foi homogeneizada e uma alíquota de 100mL foi transferida para cada cadinho, que foi submetido a secagem em estufa e resfriado em dessecador até a temperatura ambiente ser realizada uma nova pesagem.

Para a análise de fósforo total, foi utilizado o método HACH Phosver 3®, com a digestão realizada com ácido persulfato conforme a metodologia 8190 da HACH (2007), sendo a leitura realizada pelo espectrofotômetro modelo HACH DR 2010.

Para a análise do nitrogênio e suas frações, só foi possível determinar valores para o período chuvoso, devido indisponibilidade de equipamentos específicos para a realização das análises durante as coletas do período seco.

Os íons amônio, nitrito e nitrato foram determinados por cromatografia iônica por meio de Cromatógrafo de Íons 761 Compact IC, Metrohm (Herisau, Suíca). Para análise de amônio (NH4+) foi utilizada uma coluna de troca iônica Metrosep C4 e como eluente uma solução tampão de 4,0 mM de ácido tartárico e 0,75 mM de ácido dipicolínico (ácido 2,6-piridinodicarboxílico). Na análise de nitrito (NO2-) e nitrato (NO3-) foi utilizada uma coluna Metrosep A Sup 5 e solução tampão de 3,2 mM de bicarbonato de sódio e 1,0 mM de hidrogenocarbonato de sódio e ainda uma solução supressora de 100 mM de ácido sulfúrico utilizada no ramal da supressão iônica, paralelamente à água ultrapura, com um gradiente pré-fixado em 50% (água/ácido).

Nitrogênio total foi obtido por combustão catalítica à alta temperatura, seguido de detecção por quimiluminescência (CLD), utilizando um analisador TOC, modelo vario TOC Cube (Elementar Analysensysteme GmbH- Hanau, Alemanha).

Todos os reagentes e padrões utilizados nas calibrações dos equipamentos foram de grau analítico. Os coeficientes de calibração para todos os métodos foram mantidos em um nível maior que 0,999. As análises foram realizadas no Laboratório de Química de Água da Embrapa Cerrados, Planaltina-DF. Os procedimentos de análises seguiram recomendações da American Society for Testing and Materials (ASTM), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW) e International Organization for Standardization (ISO) (ASTM, 2016; APHA, 2018; ISO, 1998).

ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados obtidos foram analisados conforme metodologia de Silva (2017), através de regressão linear simples. Além disso, foi realizado o estudo estatístico descritivo de cada uma das lagoas, bem como o efluente principal, nos períodos de chuva e seca.

RESULTADOS

Os dados apresentados estão agrupados de acordo com os reatores UASB e o lançamento de seus efluentes em suas respectivas lagoas, ou seja, o UASB 1 lança seu efluente nas lagoas 1, 2 e 3, o UASB 2, lança seu efluente nas lagoas 4, 5 e 6 e o UASB 3 lança seu efluente na lagoa 7, 8 e 9. Os resultados de cada conjunto estão dispostos nas Figuras 3, Figura 4 e Figura 5. Os detalhes de correlação de cada parâmetro físico ou químico com as densidades de cianobactérias em cada lagoa durante todo o período amostral estão apresentados na Tabela 2 e Tabela 3.

A identificação microscópica das cianobactérias presentes indicou a ocorrência de dois gêneros: *Geitlerinema amphibium* e *Phormidium sp*, sendo a primeira com total dominância no grupo. A seguir, destaca-se os parâmetros mais relevantes que podem explicar os valores de densidades elevadas de cianobactérias nas lagoas de alta taxa.

Figura 3: Parâmetros analisados no conjunto de lagoas (L1, L2, L3) que recebem efluente do reator UASB 1 nas coletadas realizadas em período seco (12/09/2022 e 21/10/2022) e período chuvoso (226/12/2022 e 27/01/2022).

UASB 2

Figura 4: Parâmetros analisados no conjunto de lagoas (L4, L5, L6) que recebem efluente do reator UASB 2 nas coletadas realizadas em período seco (12/09/2022 e 21/10/2022) e período chuvoso (26/12/2022 e 27/01/2022).

UASB 3

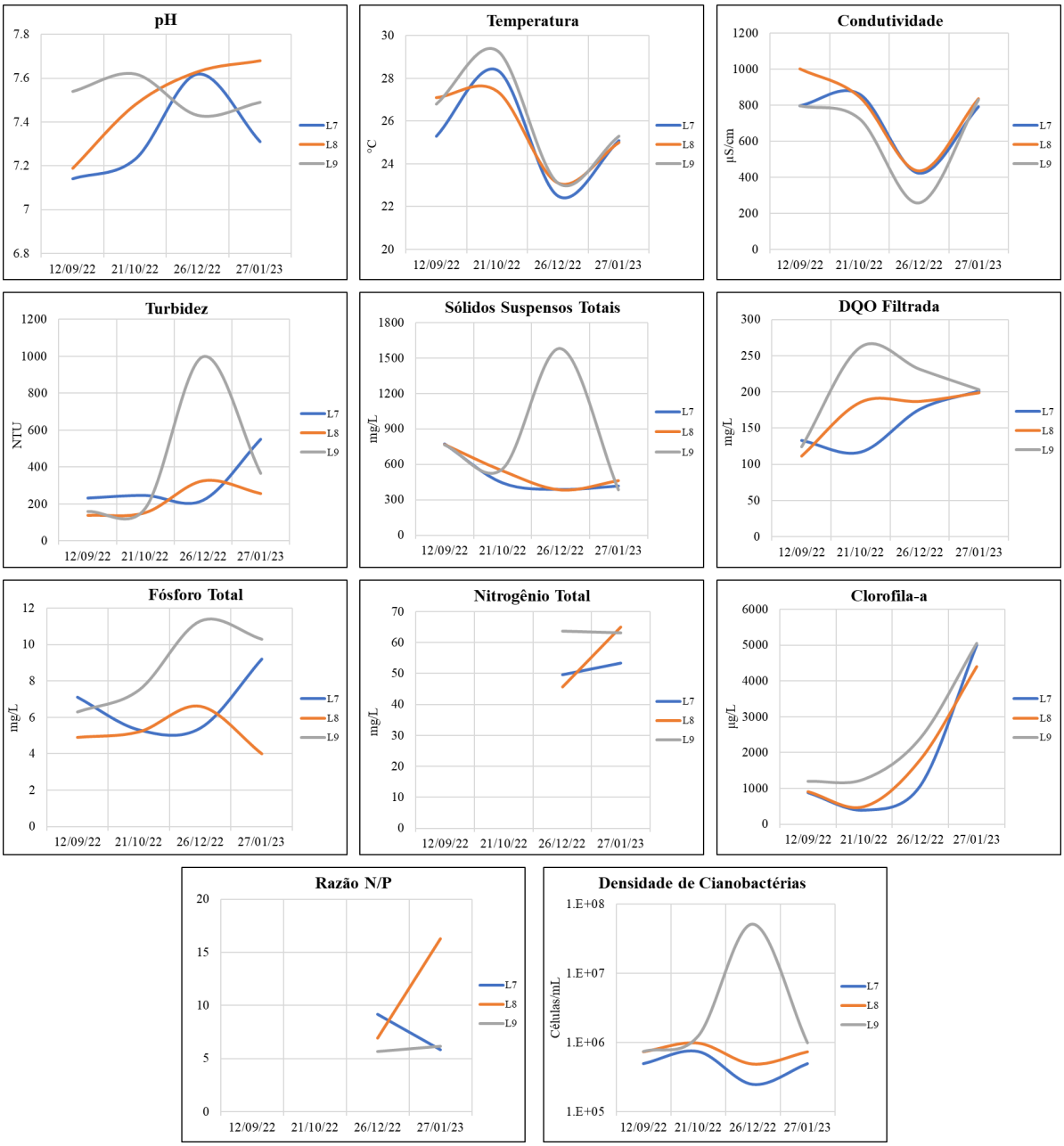

Figura 5: Parâmetros analisados no conjunto de lagoas (L7, L8, L9) que recebem efluente do reator UASB 3 nas coletadas realizadas em período seco (12/09/2022 e 21/10/2022) e período chuvoso (26/12/2022 e 27/01/2022).

No período seco, observou-se altos valores de turbidez, temperatura e condutividade, especialmente na segunda coleta (21/10/2022), no auge da seca em outubro, e acompanharam os valores mais altos de densidade de cianobactéria. Já no período chuvoso, notou-se uma diminuição da densidade de cianobactérias, o que ocorreu conjuntamente com a redução dos mesmos parâmetros: turbidez, temperatura e condutividade. Além disso, notou-se que ambos os períodos, a densidade de células de cianobactérias variou de 100.000 a 10.000.000 células/mL, o que indica uma densidade bastante elevada.

Vale ressaltar que duas lagoas, L6 e L9, tiveram comportamento variado em diversos parâmetros, em comparação com as lagoas do seu conjunto (reator UASB). Destaca-se variações importantes no pH, turbidez

e fósforo total na lagoa 6, e turbidez sólidos suspensos totais e fósforo total na lagoa 9. Alguns desses parâmetros acompanharam a densidade de cianobactérias, como pode ser observado na Figura 3 e Figura 4.

Os valores de pH observados na lagoa 6 sofreram oscilações, com aumento na coleta da seca do dia 21/10/2022 (8,85) seguido de uma redução na coleta do dia 26/12/2022 (7,91) e novamente com um aumento durante a coleta do dia 27/01/2023 (9,91). Quanto a turbidez, foi possível observar um pico maior de durante a seca, especialmente na coleta 21/10/2022 (812 NTU), enquanto houve uma redução na concentração no período chuvoso da coleta do dia 26/12/2022 (160 NTU). Já a concentração de fósforo total sofreu um aumento durante a coleta do dia 21/10/2022 (11,8 mg/L), seguido de uma redução referente a coleta de 26/12/2022 (5,1mg/L).

Quanto a lagoa 9, pode-se observar um pico na turbidez durante a coleta do dia 26/12/2022 (999 NTU), seguido de uma redução na coleta do dia 27/01/2023 (366 NTU). A concentração de sólidos suspensos totais teve o mesmo comportamento da turbidez, com maior valor no dia 26/12/2022 (1578,9 mg/L). Já o fósforo total também apresentou maior concentração na coleta de dezembro, com concentração máxima de 11,3mg/L.

A análise estatística de correlação dos parâmetros analisados em todo o período amostral (seco e chuvoso) com as densidades de cianobactérias nas lagoas, está apresentada na Tabela 3. Os parâmetros que tiveram relação positiva estão representados por (+), enquanto os que tiveram correlação negativa, estão representados por (-). A análise estatística de correlação envolveu os parâmetros analisados em todo o período amostral que estão apresentados na Tabela 2, relacionando-os com as densidades de células de cianobactérias nas lagoas, que pode ser observado na Tabela 3. No entanto, como foi necessário incluir os dados de todas as coletas juntas no processamento estatístico, os resultados obtidos foram inconclusivos, uma vez que os parâmetros diferem muito entre o período seco e chuvoso.

Tabela 2: Estatística descritiva dos dados dos parâmetros físico e químicos obtidos no período seco (coletas:12/09/2022 e 21/10/2022) e chuvoso (26/12/2022 e 27/01/2023)

Parâmetros	Período seco			Período chuvoso		
	Máx	Méd ± DP	Mín	Máx	Méd	Mín
DQO_B (mg/L)	698	449 ± 133,4	240	999	435 ± 162,01	258
DQO_f (mg/L)	342	193 ± 63,8	111	313	208 ± 35,65	164
SST (mg/L)	1578,9	713 ± 228,05	442	1579	487 ± 274,6	385
PT (mg/L)	12	6,65 ± 1,64	4	16,1	8,15 ± 3,12	4
Clorofila-a (µg/L)	1264	689 ± 284,59	170	5146	2887 ± 1398	1080
pH	8,85	7,45 ± 0,38	7,01	9,91	7,63 ± 0,58	7,11
Turbidez (NTU)	812	264,6 ± 154,3	138	999	324,7 ± 191,80	132
C.E (µS/cm)	1001	796,06 ± 98,2	559	836	531,17 ± 243,4	161
T (°C)	29,3	26,48 ± 1,54	23,7	25,5	23,93 ± 1,18	22,3
$N\text{-}NO_3$ (mg/L)	-	-	-	0,73	0,17 ± 0,16	0,09
$N\text{-}NH_4$ (mg/L)	-	-	-	82,79	48,90 ± 17,76	4,29
$N\text{-}NO_2$ (mg/L)	-	-	-	2,01	1,40 ± 0,74	1,12
Nitrogênio Total(mg/L)	-	-	-	95,40	55,26 ± 19,11	6,42

Tabela 3: Correlação entre parâmetros físico e químicos com a densidade de cianobactérias nas lagoas de alta taxa. Os valores de R² indicam a intensidade de correlação, sendo sinal positivo indicador de correlação positiva, e negativo, como indicador de correlação negativa.

Pontos	Parâmetros							
	DQO_F	**PT**	**Turb.**	**SST**	**T**	**Clorof.a**	**pH**	**C.E**
	R^2	R^2	R^2	R^2	R^2	R^2	R^2	R^2
L1	0,6018 (+)	0,4501 (-)	0,3773 (-)	0,4902 (+)	0,8915 (+)	0,9048 (-)	0,8347 (+)	0,7255 (+)
L2	0,2501 (+)	0,0867 (-)	0,7300 (+)	0,0407 (+)	0,8852 (+)	0,1993 (-)	0,7923 (-)	0,0583 (-)
L3	0,3188 (+)	0,7246 (+)	0,4451 (+)	0,4282 (+)	0,8631 (+)	0,9222 (-)	0,7425 (-)	0,0032 (+)
L4	0,3721 (+)	0,5331 (-)	0,3053 (+)	0,7705 (+)	0,7824 (+)	0,9590 (-)	0,6402 (-)	0,5184 (+)
L5	0,6599 (-)	0,3295 (-)	0,4892 (-)	0,9334 (+)	0,1605 (+)	0,4469 (-)	0,7995 (-)	0,6281 (+)
L6	0,1219 (+)	0,0056 (-)	0	0,8336 (+)	0,0035 (+)	0,7570 (-)	0,3590 (-)	0,8590 (+)
L7	0,3891 (-)	0,0005 (-)	0,0044 (+)	0,0159 (+)	0,9953 (+)	0,0175 (-)	0,5828 (-)	0,8062 (+)
L8	0,0001 (c)	0,2810 (-)	0,6301 (-)	0,1591 (+)	0,7647 (+)	0,0942 (-)	0,0772 (-)	0,7044 (-)
L9	0,0904 (+)	0,4894 (+)	0,9439 (+)	0,9180 (+)	0,5942 (-)	0,0006 (-)	0,5519 (-)	0,9744 (-)

A Tabela 4 apresenta os valores de parâmetros relevantes no efluente final da ETE Paranoá quando se considera o risco de eutrofização do corpo hídrico receptor. Pode-se observar valores elevados de células de cianobactérias tanto no período seco quanto no período chuvoso. Neste último, os valores de clorofila-a foram mais que o dobro do período seco, que é explicado pelas altas densidades de microalga *Euglena sp* e outras clorofíceas observadas dominando a maioria das lagoas no período chuvoso.

Tabela 4: Valores de alguns parâmetros obtidos no efluente final da ETE Paranoá.

Data das coletas	SST (mg/L)	Nitrogênio total (mg/L)	$N\text{-}NH_4$ (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)	Contagem de cianobactérias (células/mL)	Fósforo total (mg/L)
12/09/2022	764,8	*	*	892,6	9,81E+05	6,6
21/10/2022	585,0	*	*	647,8	1,23E+06	6,0
26/12/2022	385,2	52,94	46,71	1.100,9	7,36E+05	4,8
27/01/2023	442,9	67,23	55,98	2.412,3	1,23E+06	13,7

*valores que não foram analisados devido problemas técnicos

DISCUSSÕES

As lagoas de alta taxa da ETE Paranoá, por óbvio, apresentam uma alta carga orgânica, altos valores de nitrogênio e fósforo, são rasas, com temperaturas em geral elevadas. É natural, portanto, a ocorrência de cianobactérias nesse sistema. No entanto, observou-se nessas lagoas e no efluente final concentrações muito elevadas desses micro-organismos.

Com base nos dados apresentados, foi possível observar diferenças dos parâmetros entre as duas coletas realizadas no período chuvoso, o que pode ser justificado devido a diferença de precipitação entre as duas coletas. De acordo com a Estação Pluviométrica ETE Paranoá, no dia 26/12/2022 choveu 45,1mm, enquanto no dia 27/01/2023 choveu 18,7mm (CAESB, 2023). Dessa forma, os picos observados podem ser decorrentes desse fato.

A temperatura mostrou forte correlação com a densidade de cianobactérias nas lagoas, visto que de acordo com Paerl e Huisman (2008), a temperatura é um parâmetro fundamental no crescimento desses micro-organismos. Dessa forma, os valores de temperatura observados no presente trabalho são próximos aos observados em estudos realizados em lagoas de alta taxa (Barroso Júnior, 2021; Vassalle et al., 2021). Além disso, as temperaturas tendem a aumentar no futuro, como aponta o estudo de Huisman et al., (2018) que devido ao aumento da temperatura ocasionada pelo aquecimento global, proliferação de cianobactérias é estimulada nos meios aquáticos, sendo favorável para a formação de florações.

A turbidez foi outro parâmetro que acompanhou a alta densidade de cianobactérias na maioria das lagoas, isso pode ser explicado pelo fato de as cianobactérias filamentosas possuírem mecanismos de flutuabilidade, o que facilita a sobrevivência das mesmas quando a turbidez aumenta. Além disso, elas possuem alta eficiência na captura de radiação bem como proteção contra radiação ultravioleta, o que torna esses micro-organismos bastante resistentes (Chorus e Welker, 2021). Além disso, o pico maior de turbidez que ocorreu no mês de dezembro/2022, na lagoa 9 demonstrou que esta lagoa estava sobrecarregada e provavelmente houve carreamento e entrada de sedimentos devido a alta pluviosidade desse dia. Além disso, outro pico pode ser observado durante a coleta de outubro/2022 na lagoa 6 , que pode ser justificado pela intensa atividade fotossintetica, que aumenta a biomassa algal, tornando a massa líquida da lagoa mais turva, do mesmo modo que Costa (2015) traz em seus estudos que o aumento da turbidez orgânica está atrelado ao aumento da biomassa alga.

As diferenças de comportamento das lagoas 6 e 9 das demais lagoas do sistema podem ser explicadas com base em algumas hipóteses: a primeira, é sobre a distribuição do efluente que sai dos reatores não ser destinado as lagoas de forma igualitária, e assim, cada lagoa tem a sua dinâmica, o que gera diferenças entre elas. Outra hipótese é sobre a profundidade das lagoas, visto que elas podem funcionar em três níveis (0,3m , 0,45m e 0,6m), e dessa maneira, alguns processos de ciclagem que ocorrem nas lagoas podem ser favorecidos ou não. Outro fator que pode acarretar diferenças entre as lagoas que recebem o mesmo efluente de um reator é a frequente ocorrência de *by-pass*, que devido alta vazão, a água residuária que chega à ETE é destinada diretamente às lagoas, o que sobrecarrega o sistema afetando a eficiência do processo. Além disso, em períodos chuvosos, os sedimentos também podem ser carreados para as lagoas, visto que o terreno onde as lagoas foram implantadas em cotas mais baixas, bem como estão localizadas as lagoas 6 e 9.

Os valores de pH observados no presente trabalho, apresentaram características neutro-alcalinas, que são favoráveis para o desenvolvimento das cianobactérias. Desse modo, o aumento de pH, principalmente na lagoa 6 pode estar relacionado a atividade fotossintética na lagoa, o que pode ser observado também na sua coloração esverdeada durante as coletas. Vieira (2019) afirma que em lagos e reservatórios é comum observar valores neutro-alcalinos de pH, visto que com a alta radiação solar, ocorre o aumento da atividade fotossintética das algas e consumo de CO_2. Dessa forma, o CO_2 que está dissolvido no meio devido a oxidação da matéria orgânica, ao ser consumido pelas algas é liberado na forma de hidroxila, que acarreta no aumento do pH. Além disso, o pH alcalino corrobora para a absorção de carbonato, que facilmente é absorvido pelas cianobactérias.

Apesar de não terem sido vistos padrões claros de correlação de cianobactérias que expliquem o comportamento tanto com os valores de fósforo total e de nitrogênio total quanto com a razão N:P, mas, ficou claro que esses nutrientes em altas concentrações favorecem o crescimento na taxa de cianobactérias. Assim, com base nos dados analisados da ETE Paranoá, pode-se observar valores da razão N:P de 16,4:1 a 0,39:1, o que mostra que durante o período chuvoso pode ter havido competição entre cianobactérias e outras algas que compõem o fitoplâncton, visto que, de acordo com Schreurs (1992), foi possível observar em seu estudo razões diferentes de N:P que favoreciam o crescimento de cianobactérias e alga, onde concentrações entre 10:1 e 16:1 favoreciam o desenvolvimento de cianobactérias, enquanto razões entre 16:1 e 23:1 favorecia o desenvolvimento de algas.

De acordo com os dados apresentados, nota-se que período chuvoso foi considerado o período em que a densidade de cianobactérias encontrada foi baixa, se comparada as coletas no período de seca. Porém, mesmo com a densidade de cianobactérias reduzida no período de chuvas, observou-se a predominância de *Euglena sp*. Nota-se, portanto que altos valores de clorofila-a estão relacionados tanto a atividade fotossintética das cianobactérias, como da Euglena. Conforme infere Cruz et al. (2005), *Euglena sp*. é um gênero de algas unicelulares que sobrevive a altas cargas de matéria orgânica. Além disso, no estudo de Santos (2017), observou-se a predominância de *Euglena gracilis* durante o período chuvoso e em altas concentrações de fósforo, características estas que se assemelham as condições observadas nas lagoas de alta taxa da ETE Paranoá.

Vale ressaltar que outros fatores influenciam na densidade de cianobactérias. Dentre esses fatores está a predação, que neste trabalho não foi possível analisar a comunidade de organismos fitoplanctônicos em cada lagoa. Dessa forma, a depender das espécies presentes em cada lagoa, os organismos podem exercer forte pressão sobre as cianobactérias.

Para finalizar, a análise do efluente que representa a mistura das 9 lagoas de alta taxa indica que está havendo um lançamento de massa líquida de qualidade preocupante no corpo hídrico. De acordo com os parâmetros obtidos através de análises da amostra do efluente final da ETE Paranoá, foi possível observar altas concentrações de nutrientes bem como alta densidade de cianobactérias que estão sendo inoculadas no corpo hídrico receptor, o que torna uma questão preocupante, já que de acordo com Chorus e Bartram (1999), as cianobactérias possuem a capacidade de armazenamento de fósforo capaz de realizar entre duas e quatro divisões celulares, o que pode acarretar um aumento de 4 a 32 vezes a biomassa algal. Dessa forma, devido as baixas vazões dos corpos hídricos do distrito federal, existe o risco de eutrofização e o possível surgimento de florações de cianobactérias, o que comprometeria a biota aquática e inviabilizaria a utilização dessa água para o abastecimento público.

Através da análise microscópica, foi possível observar a presença de Geitlerinema amphibium tanto nas lagoas de alta taxa quanto no efluente final, nos períodos de seca e chuva, sendo considerada potencialmente tóxica, responsável por acarretar efeitos inflamatórios, conforme o estudo de Dogo *et al*., (2011). Além disso, há registros de que a cepa produz uma ou mais variantes de saxitoxinas (Borges *et al.*, 2015). Dessa maneira, podem existir áreas de remanso que possivelmente possam promover o aumento da biomassa de cianobactérias, acarretando no comprometimento da biota local, promovendo a bioacumulação de toxinas para níveis tróficos superiores.

Foi possível observar a presença do gênero *Phormidium sp* no efluente final, o que torna uma preocupação, visto que há estudos que relatam a toxicidade desse gênero, produzindo anatoxina-a e microcistina (MCALLISTER et. al, 2016; TAVAKOLI et. al, 2021)

Assim, devido ao efluente ser lançado no Rio Paranoá sem receber um pós-tratamento, há o risco de que o rio tenha uma comunidade fitoplanctônica que possa impactar possíveis reservatórios que venham a ser instalados à jusante no futuro. Dessa forma, recomenda-se que seja implementado uma solução de pós-tratamento, visto que no projeto piloto da ETE havia a disposição no solo como pós tratamento, mas esta unidade está desativada.

De acordo com os dados obtidos no presente trabalho, para análises mais consistentes relacionadas a correlação entre parâmetros e densidade de cianobactérias, sugere-se uma maior amostragem para que a análise se torne mais representativa para que possa ser realizado um estudo com Análise de Componentes Principais (ACP).

CONCLUSÕES

De acordo com a pesquisa realizada, concluiu-se que:

As lagoas do mesmo conjunto apresentam diferenças de funcionamento entre si, apesar de serem semelhantes no seu projeto piloto;

Observou-se altas concentrações de cianobactérias no efluente final;

A temperatura da água foi o parâmetro que mais se correlacionou com a densidade de cianobactérias durante todo o período amostral (seca e chuva);

Foi observada a presença de *Geitlerinema amphibium* e *Phormidium sp*, que são potencialmente tóxicas e, portanto, a presença destas nas lagoas representa um risco para o corpo hídrico receptor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDERSEN, R. A. e KAWACHI, M. Traditional microalgae isolation techniques. Algal Culturing Techniques. Academic Press. 1st ed., 2005.
2. APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. Part 4000 - 4110 Determination of anions by ion chromatography, 23 ed. Washington, DC, 2018.

3. APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, e WEF, WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater, 1999.
4. ASTM. D8083-16 – Standard test method for total nitrogen, and total kjeldahl nitrogen (TKN) by calculation, in water by high temperature catalytic combustion and chemiluminescence detection. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2016.
5. BARROSO JÚNIOR, J. C. A.; SILVA, M. C. A.; HOYOS, N. L. M.; MONTEGGIA, L. O. e TAVARES, L. C. Avaliação da remoção de nitrogênio e fósforo em lagoa de macrófitas flutuantes e lagoas de alta taxa de microalgas. 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curitiba, Brasil. 2021.
6. BORGES, H. L. F.; BRANCO, L. H. Z.; MARTINS, M. D.; LIMA, C. S.; BARBOSA, P. T.; LIRA, G. A. S. T.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. e MOLICA, R. J. R. Cyanotoxin production and phylogeny of benthic cyanobacterial strains isolated from the northeast of Brazil. Harmful Algae, v. 43, p. 46-57, 2015.
7. BRAUER, V. S.; STOMP, M.; ROSSOM C.; VAN BUESKOM, S. A. M.; EMMERICH, B.; STAL, L. J. e HUISMAN, J. Low temperature delays timing and enhances the cost of nitrogen fixation in the unicellular cyanobacterium Cyanothece. ISME J. 7, 2105–2115, 2013.
8. BREITBARTH, E., OSCHLIES, A. e LA ROCHE, J. Physiological constraints on the global distribution of Trichodesmium: effects of temperature on diazotrophy. Biogeosciences 4, 53–61 (2007).
9. BURATTI F. M.; MANGANELLI M.; VICHI S.; STEFANELLI M.; SCARDALA S.; TESTAI E. e FUNARI, E. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. Toxicology 91: 1049, 2017.
10. CAESB, COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL. Estações pluviométricas da CAESB. 2023. Disponível em: https://atlas.caesb.df.gov.br/hidrometeorologia/. Acesso: mar. 2023.
11. CARVALHO JÚNIOR, R. P. D. Avaliação da eficiência do sistema de lagoas de alta taxa como pós-tratamento dos reatores UASB para garantia da qualidade do efluente final-ETE Paranoá/DF, 2018.
12. CHORUS, I. e BARTRAM, J. Toxin cyanobactería in water A guide to their public health consequences, Monitoring and management. WHO, E & FN London, New York, 1999.
13. CHORUS, I. e WELKER, M. Toxic cyanobacteria in water, a guide to their public health: Consequences, monitoring and management. 2th ed. Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York, 1-12, 2021.
14. CODEPLAN, COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Projeções populacionais para as regiões administrativas do Distrito Federal 2020-2030. Brasília, DF, 68p, 2022.
15. COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L. e BECKER, V. Effects of water level reduction on the dynamics of the phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. Hydrobiologia. 2015. DOI: 10.1007/s10750-015-2593-6.
16. CRUZ, L. S.; DIAS JR., C.; KELLER, R.; CASSINI, S. T. A. e GONÇALVES, R. F. Variações temporais do fitoplâncton e de parâmetros físico-químico em lagoas de estabilização facultativas tratando esgotos sanitários em regime de batelada. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, ABES (Org.), Campo Grande, MS, 2005.
17. DOGO, C. R.; BRUNI, F. M.; ELIAS, F.; RANGEL, M.; PANTOJA, P. A.; SANT'ANNA, C. L.; LIMA, C.; LOPES-FERREIRA, M. e CARVALHO, L. R. Inflammatory effects of the toxic cyanobacterium Geitlerinema amphibium. Toxicon, v. 58, n. 6-7, p. 464-470, 2011.
18. HACH Company. Procedures Manual of DR 2800 Spectrophotometer. 2 ed. Germany, 2007.
19. HUISMAN, J.; CODD, G. A.; PAERL, H. W.; IBELINGS, B. W.; VERSPAGEN, J. M. H. e VISSER, P. M. Cyanobacterial blooms. Nature Reviews Microbiology, v. 16, n. 8, p. 471-483, 2018.
20. ISO, INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, Nº 14911 – Water quality - Determination of dissolved Li+, Na+, NH4+, K+, Mn2+, Ca2+, Mg2+, Sr2+ and Ba2+ using ion chromatography - Method for water and waste water, 1998.
21. MCALLISTER, T. G.; WOOD, S. A. e HAWES, I. The rise of toxic benthic Phormidium proliferations: a review of their taxonomy, distribution, toxin content and factors regulating prevalence and increased severity. Harmful Algae, v. 55, p. 282-294, 2016.
22. METCALF e EDDY. Wasterwater Engineering: Treatment and reuse. 5a ed., McGraw-Hill International, 2012.
23. MOHAMED, Z. A. e BAKR, A. Concentrations of cylindrospermopsin toxin in water and tilapia fish of tropical fishponds in Egypt, and assessing their potential risk to human health. Environmental Science and Pollution Research. 25, 36287–36297, 2018. DOI:10.1007/s11356-018-3581-y

24. NASCIMENTO, J.R.S. Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, RS, 153p, 2001.
25. NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie, 14, 14- 36. 1980.
26. ONU, ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf > Acesso em 03.mar.2023
27. PIRES, D. P.; DA SILVA, F.H.B.T.; MONTEIRO, C.A.B. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto ETE Alegria em Teresina-PI. In: Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia. 2015.
28. RIBEIRO, P. C. Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização. Dissertação de Mestrado, Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, 2007.
29. SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AGUJARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R. e SOUZA, R.C.R. Identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Ed. Interciência, Rio de Janeiro. 58p, 2006.
30. SANTOS, A. K. D.; OLIVEIRA, A. L. L.; FURTADO, J. A.; FERREIRA, F. S.; ARAÚJO, B. O.; CORRÊA, J. J. M.; CAVALCANTI, L. F.; CUTRIM, A. C. G. A. e CUTRIM, M. V. J. Spatial and seasonal variation of microphytoplankton community and the correlation with environmental parameters in a hypereutrophic tropical estuary-Maranhão-Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v. 65, p. 356-372, 2017.
31. SCHREURS, H. Cyanobacterial dominance relations to eutrophication and lake morphology. 1992.
32. SILVA, J. P. B. C. Modelos de Regressão Linear e Logística utilizando o software R. Tese de Doutorado, UAB, Portugal, 2017.
33. TAVAKOLI, Y.; MOHAMMADIPANAH, F.; TE, S. H.; YOU, L. e GIN, K. Y-H. Biodiversity, phylogeny and toxin production profile of cyanobacterial strains isolated from lake Latyan in Iran. Harmful algae, v. 106, p. 102054, 2021.
34. VASSALLE, L., ROSA-MACHADO, A. T., MOTA FILHO, C. R., FERRER, I., e PASSOS, F. Avaliação das Lagoas de Alta Taxa pós-tratando esgoto doméstico de reatores UASB em vistas à qualidade do efluente e codigestão anaeróbia. Revista RedBioLAC, 5(1), 48-54. 2021.
35. VIEIRA, M. R. Os principais parâmetros monitorados pelas sondas multiparâmetros são: pH, condutividade, temperatura, turbidez, clorofila ou cianobactérias e oxigênio dissolvido. Agência Nacional das Águas–ANA-2015, 2019.
36. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 1, 243p, 1996.