

PROTÓTIPO PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS UTILIZANDO A ESPÉCIE DE MICROALGA *CHLORELLA VULGARIS* COM VISTAS À GERAÇÃO DE BIOPRODUTOS

Isadora Machado Marques¹
Ícaro Thiago Andrade Moreira²
Natália Ribeiro Melo³
Adna Caroline Vale Oliveira³
Wendy Santos Freitas Wicks³
Lara Cândia Souza⁴

RESUMO

O Brasil, um país com alta biodiversidade e disponibilidade hídrica, possui severas dificuldades na gestão do saneamento ambiental. Visando promover o tratamento de água residual e a diminuição da eutrofização em corpos hídricos, há desenvolvimento de biotecnologias que utilizam microalgas para a remoção ou biotransformação de poluentes. O objetivo deste trabalho foi desenvolver um protótipo para tratamento de águas residuais urbanas utilizando uma espécie de microalga (*Chlorella vulgaris*) para remoção dos principais poluentes: nitrogênio e fósforo, encontrados no rio urbano escolhido (rio Camarajipe, Salvador-BA), com vistas a produção de biomassa para geração de bioprodutos (biocombustíveis, biofertilizantes, bioplástico). A área proposta encontra-se no baixo curso do rio Camarajipe. Parâmetros físico-químicos foram monitorado por meio de uma Sonda multiparâmetros. Análise de clorofila e de íons dissolvidos foram realizadas ao longo do monitoramento. Após 15 dias, foi evidenciada a remoção total de nitrogênio amoniacal e nitrato em todos os gradientes de tratamentos planejados, além da remoção de fosfato em até 75% presente na água. O maior crescimento de biomassa algal foi 601,1 µg/L, justamente na no tratamento planejado com 100% de água residual urbana. Por fim, os resultados mostraram que o protótipo desenvolvido, utilizando a espécie de *C. vulgaris* foi eficiente no tratamento das águas superficiais provenientes de um rio urbano contaminado com excesso de matéria orgânica.

Palavras-chave: Água residual urbana; Protótipo para Tratamento; Microalga e Bioprodutos.

ABSTRACT

Brazil, a country with high biodiversity and water availability, has severe difficulties in the management of environmental sanitation. Aiming to promote the treatment of residual water and the reduction of eutrophication in water bodies, there is development of biotechnologies that use microalgae for the removal or biotransformation of pollutants. The objective of this work was to develop a prototype for urban wastewater treatment using a microalgae species (*Chlorella vulgaris*) to

¹ Engenharia Ambiental e Sanitária formada na Universidade Salvador – UNIFACS. E-mail: isadoramachado1@hotmail.com

² Orientador e professor Adjunto da Universidade Salvador – UNIFACS. Professor do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional e Urbano da UNIFACS

³ Graduanda no curso de Engenharia Ambiental e Sanitária na Universidade Salvador – UNIFACS

⁴ Graduanda no curso de Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Federal da Bahia – UFBA.

remove the main pollutants: nitrogen and phosphorus found in the chosen urban river (Camarajipe River, Salvador-BA), with a view to production of bio-products (biofuels, biofertilizers, bioplastics). The proposed area is in the low course of the Camarajipe river. Physicochemical parameters were monitored by means of a multiparameter probe. Chlorophyll and dissolved ion analysis were performed throughout the monitoring. After 15 days, it was evidenced the total removal of ammoniacal nitrogen and nitrate in all the gradients of planned treatments, besides the removal of phosphate in up to 75% present in the water. The highest growth of algal biomass was 601.1 µg / L, precisely in the planned treatment with 100% urban waste water. Finally, the results showed that the prototype developed using the *C. vulgaris* species was efficient in the treatment of surface waters from an urban river contaminated with excess organic matter.

Keywords: Urban residual water; Prototype for Treatment; Microalgae and Bioproducts.

JEL: Z32

1 INTRODUÇÃO

O crescimento urbano desordenado aliado à falta de infraestrutura adequada e a alta demanda por saneamento influenciam em diversos problemas ambientais, entre eles está a poluição dos rios urbanos (MENESES et al., 2010). Uma das dezessete prioridades globais, acordado por líderes mundiais, que regem os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) encontra-se a água. Em cada ano, cerca de 842.000 mil pessoas de países de baixa e média renda, morrem por falta de água tratada e saneamento básico (Internacional Water Association, 2016). Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) a cada R\$1,00 de investimento em saneamento, existe uma economia de R\$4,00 em saúde humana, assim como a Organização das Nações Unidas (ONU) estimam que uma criança morra a cada 2,5 minutos por falta de água tratada no mundo (DIEESE, 2016). O Brasil, um país com alta biodiversidade e disponibilidade hídrica, possui severas dificuldades na gestão do saneamento ambiental, no qual é de grande relevância que as estações de tratamento de água residual apresentarem capacidade de remover altas concentrações de nutrientes nitrogênio e fósforo, pois estes nutrientes são de alto risco, uma vez que ao se acumularem em rios e lagos provocam a eutrofização (ARBIB et al., 2014).

A US EPA 75/440/EEC estabeleceu diretrizes para qualidade das águas superficiais presentes nos Estados Unidos, sendo utilizada como

parâmetro em escala mundial. No Brasil essas diretrizes são estabelecidas pelo CONAMA nº357 onde as empresas e estações de tratamento de água residual devem atender as normas que estabelecem padrões de qualidade das águas superficiais. Considerando o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) juntamente com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em relação à população total do Brasil que contém 204 milhões de habitantes, apenas 99 milhões recebem saneamento básico, totalizando 48,9% (IBGE, 2015). O Nordeste possui apenas 23,7% de habitantes com saneamento básico o que corresponde a 13 milhões de habitantes de um total de 56 milhões (SNIS, 2015).

Considerando os dados fornecidos pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA) em relação à Bahia apenas 5 milhões de 15 milhões de habitantes recebem saneamento, totalizando 34%. Em relação à cidade do Salvador, 2.330.429 habitantes recebem esgotamento sanitário de um total de 2.921.087 habitantes, representando 80% da população total da cidade. Aproximadamente 49,1% de água residual é coletada e destas apenas 85,3% é tratada antes do lançamento (EMBASA e SNIS 2015). A água residual não tratada é lançada em corpos hídricos que percorrem a cidade, a exemplo do rio Camarajipe.

A Bacia do rio Camarajipe possui uma área de 35.877 km², correspondendo a 11,62% de todo o território de Salvador, sendo a terceira maior bacia de extensão do município. As nascentes do rio encontram-se nas proximidades de Pirajá percorrendo cerca de 14 km até a sua foz que deságua entre a praça Jardim dos Namorados e a praia

Jardim de Alah localizados no bairro Costa Azul. O rio Camarajipe caracteriza-se pela sua utilização como corpo receptor de água residual de grande parcela da população situadas em áreas abrangentes, entretanto antigamente este rio era utilizado para abastecimento de água da cidade com as represas de Boa Vista e Lobato/Campinas de Pirajá em meados do século XX. Ao longo do tempo, com o lançamento de água residual a qualidade deste rio ficou comprometida destacando a importância na utilização dessas águas superficiais para análise neste estudo (SANTOS, 2010).

O excesso de nutrientes nas águas superficiais tende a causar a eutrofização que é um grave problema ambiental decorrente do lançamento de efluentes com alta carga orgânica, favorecendo a proliferação de plantas aquíferas, macroalgas e microalgas, proporcionando um desequilíbrio ao ecossistema local (SMITH et al., 1999). Atualmente ocorre uma mudança de paradigma onde não se relaciona a água residual apenas como um problema, mas como uma fonte alternativa de energia sustentável e com possibilidades de geração de outros bioprodutos de valor comercial (CAPORGNO, et al., 2015). Desta forma existe interesse em desenvolver estudos referentes à fitorremediação, sendo uma das biotecnologias que utiliza macroalgas e microalgas para a remoção ou biotransformação de poluentes, nutrientes e xenobióticos, podendo ser uma alternativa para o tratamento de água residual e produzir biomassa seca para geração de biocombustíveis, biofertilizantes e biopolímeros (OLGÍN, 2003; OSWALD, 1963; WANG, 2016; CHEAH, 2016).

As microalgas são definidas pela ficologia como algas com dimensões microscópicas unicelulares dotadas de clorofila *a* e um talo. No ambiente ecológico, as microalgas possuem um papel fundamental para a manutenção da cadeia alimentar, bem como a capacidade de adquirir nutrientes em diferentes formas químicas e biofixar CO₂ através da fotossíntese (LOURENÇO, 2006). A espécie de microalga *Chlorella vulgaris*, pertencente à classe *Chlorellaceae* (MENDES et al., 2012) sendo selecionada para este estudo com objetivo de remover nutriente nitrogênio e fósforo das águas residuais urbanas, pela sua facilidade no manuseio e no crescimento rápido em águas contaminadas (MUJTABA et al., 2017). Esta espécie demonstra em algumas pesquisas uma rápida resposta e uma boa produção de biomassa para geração de bioprodutos como: biodiesel, bietanol, bioplásticos, biofertilizantes, biometano, biohidrogênio, bioeletricidade (BATISTA et al., 2015; CARDOSO et al., 2011; DENER et al., 2006; MAITY et al., 2014; CHRISTENSON & SIMS 2011). Portanto, este estudo tem como objetivo desenvolver um protótipo de fotobiorreator eficiente utilizando a espécie de microalga *Chlorella vulgaris* para remoção dos principais nutrientes, nitrogênio e fósforo, em altas concentrações de um rio urbano de Salvador-BA e

também discutir a viabilidade na geração de biomassa para produção de bioprodutos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Trabalhos de campo

A área urbana proposta para coleta das águas superficiais encontra-se no rio Camarajipe localizado nas proximidades do Salvador Shopping e também do campus Tancredo Neves da UNIFACS (Universidade Salvador) no município de Salvador-BA,

Brasil, cujas coordenadas demarcadas foram: 12°58'53.1"S 38°27'09.1"W (**figura 1**). Utilizando frascos âmbar, foram coletados 40 litros de água residual urbana para a caracterização das condições físicas, químicas e biológicas da água e montagem do protótipo. Os frascos âmbar foram conservados em uma caixa térmica e encaminhadas para o laboratório parceiro NEA-UFBA (Núcleo de Estudos Ambientais da Universidade Federal da Bahia). Os parâmetros físico-químicos como: Temperatura, pH, eH, salinidade, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e sólidos dissolvidos totais foram medidos em campo por meio de uma sonda multiparâmetros, marca Horiba U-50.

Figura 1 - Rio Camarajipe localizado nas proximidades do campus Tancredo Neves da Universidade Salvador. Salvador – Bahia



Fonte: Adptado do Google Eart Pro (2017)

2.2 Trabalhos de laboratório

No Laboratório de Saneamento Ambiental (PA1 – UNIFACS) as amostras foram filtradas utilizando membrana filtrante de fibra de vidro com tamanho dos poros de 0,45 μm e utilizando uma bomba à vácuo e compressor.

Para caracterização prévia dos nutrientes de interesse (cátions: nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e ânions: nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e fosfato (PO_4^{-3})), foi utilizado um cromatógrafo de íons pelo método da ASTM (2005), pertencente ao Núcleo de Estudos Ambientais (NEA/IGEO/UFBA). Para análise do crescimento da microalga, foi determinada a concentração de Clorofila *a* pelo espectrofotômetro utilizando 630, 647, 664 e 750nm de comprimento de onda pelo Standart methods (SMEWW, 2012).

Figura 2 - Filtração das amostras



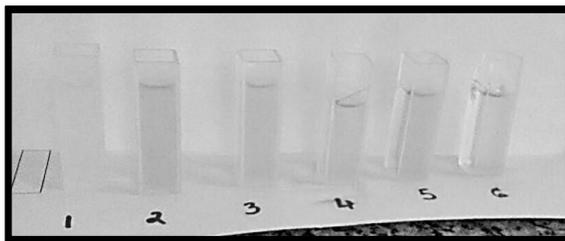
Fonte: Própria da autora

Figura 3 - Análise de clorofila *a* e de íons dissolvidos



Fonte: Própria da autora

Figura 4 - Amostras para análise de clorofila a em espectrofotômetro

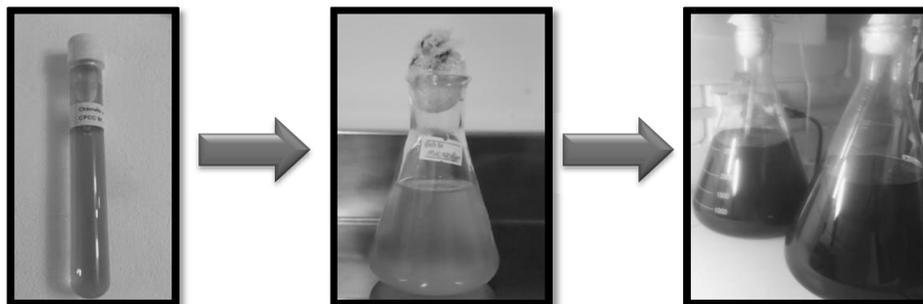


Fonte: Própria da autora.

2.2.1. Prospecção e aquisição de cepas da microalga *Chlorella vulgaris*

Inicialmente foi feita uma prospecção de microalgas que cresciam com grande densidade nas águas dos rios urbanos poluídos, sendo constatadas células do gênero *Chlorella* no meio aquoso. Sendo assim, afim de garantir a qualidade e pureza do meio de cultura com células de *Chlorella vulgaris*, foram adquiridas cepas do *Canadian Phycological Culture Centre* (CPC) para o desenvolvimento da pesquisa. A microalga foi inoculada inicialmente em meio de cultura *Bold's Basal Medium* (BBM) para estimular seu crescimento, cuja sua composição de nutrientes é (em ml/L): KH_2PO_4 8.75 g/500 ml, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 12.5 g/500 ml, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 37.5 g/500 ml, NaNO_3 125 g/500 ml, K_2HPO_4 37.5 g/500 ml, NaCl 12.5 g/500 ml, $\text{Na}_2\text{EDTA} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 10g/L, KOH 6.2 g/L, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 4.98 g/L, H_2SO_4 (concentrado) 1 ml/L, *Trace Metal Solution* 1 ml, H_3BO_3 5.75 g/500 ml. O pH foi ajustado para 6,8. O meio de cultura foi autoclavado a 120°C durante 15 minutos para esterilização. Após aquisição da cepa, foi realizado a propagação seriada seguindo método de Andersen (2014) de um volume de 15ml inicial para 50ml, depois 250ml, em seguida 2500ml e por fim 5000ml de cepa, obtendo concentração de 492,17 $\mu\text{g/L}$ de cepa total para transferência ao fotobiorreator construído.

Figura 5 - Propagação serial de 15 ml para 50 ml até 5 litros de cepa



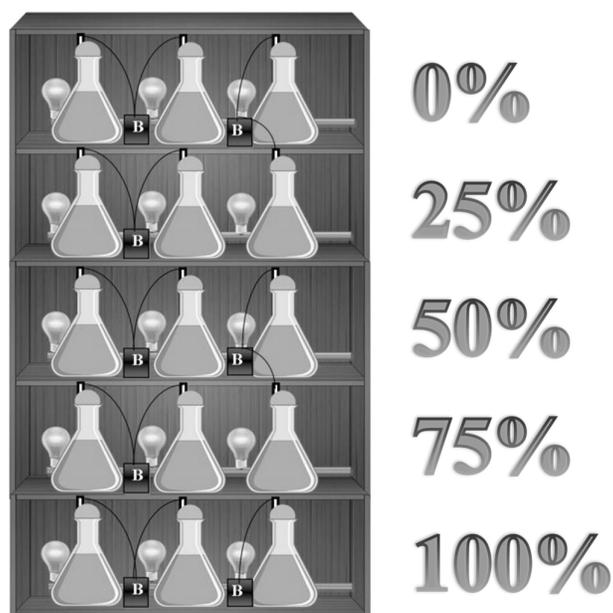
Fonte: Própria da.

2.2.2 Montagem do protótipo fotobiorreator

Para a montagem do fotobiorreator, as amostras adquiridas *in situ* foram homogeneizadas e filtradas. O fotobiorreator foi montado em uma estante metálica sendo suas dimensões: 1,32 m de largura, 36 cm de espaçamento entre as prateleiras, 1,96m de altura e 40,5 cm de profundidade. A estante comportou cinco biorreatores, um em cada prateleira, reatores de vidro em triplicatas e com capacidade total para 3 litros cada um. A aeração foi efetuada por bombas compressoras automáticas de 3 L/min com potencia de 3 W, sendo o ar filtrado com por um filtro de 0,22 μ m. A iluminação foi feita por meio de lâmpadas fluorescentes pontuais frias com potência de 11W e aproximadamente 1400lux cada, afastadas 20 cm de cada amostra e acopladas nas prateleiras ligadas a reatores eletrônicos.

O experimento foi planejado com um gradiente de cinco concentrações diferentes de água residual diluída em água destilada, resultando em: Tratamento 1 - fotobiorreatores de 0%, Tratamento 2 - fotobiorreatores de 25%, Tratamento 3 - fotobiorreatores de 50%, Tratamento 4 - fotobiorreatores de 75% e Tratamento 5 - fotobiorreatores de 100%. O reator controle possuiu 0% de água residual, sendo composto apenas por água destilada. Todos os reatores foram planejados em triplicatas, totalizando 15 reatores experimentais. Cada reator possuiu um volume útil de 3 litros, entretanto apenas utilizou-se a capacidade até 2,5 litros. Cada fotobiorreator recebeu inóculo de 10% de cultivo das microalgas selecionadas, sendo realizada uma simulação de fotoperíodo claro/escuro entre 10h e 14h durante os 15 dias de experimento.

Figura 6 - Ilustração do protótipo de fotobiorreator com o gradiente de concentração de água residual



Fonte: Própria da autora

2.2.3 Monitoramento temporal da remoção dos poluentes pelos fotobiorreatores

O monitoramento foi planejado em cinco intervalos de tempo, sendo: 0 dia (logo após a montagem do experimento), 1º dia, 6º dia, 9º dia e 15º dia. Foi coletado em cada fotobiorreator 100 ml de amostra de águas. A partir desse volume, foi filtrado em uma bomba à vácuo utilizando uma membrana de fibra de vidro (0,45 μm) para quantificação do crescimento das microalgas *Chlorella vulgaris* (*Clorofila a*) e para análise de íons dissolvidos: nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fosfato, determinados no Cromatógrafo de Íons. A temperatura foi monitorada ao longo do experimento, usando um termômetro digital modelo TPM-10. A luminosidade foi monitorada usando um Luxímetro digital marca AKSO e o pH foi monitorado com um medidor de pH da marca HANNA. A coleta da biomassa seca foi feita através de filtração e secagem das amostras em liofilizador. Após este procedimento foi mensurado o teor de peso seco da biomassa em uma balança analítica digital da marca Adventurer Pro.

Figura 7 - Amostras secas em dessecador



Fonte: Própria da autora

Figura 8 - Amostras pesada em balança analítica



Fonte: Própria da autora

2.2.4 Equações para quantificação das células de microalgas

A quantificação das células de microalgas é estabelecida através de cálculos do *Standart Methods* (2012) referente à concentração de *Clorofila a* inserindo valores de densidade óptica estabelecidas pela extração como mostra a **equação 1**. Após determinar a concentração na extração, calcula-se o total células por unidade de volume conforme mostra a **equação 2**. Após resultado, converte de mg/m³ para µg/L.

$$C_a = 11,85(\text{absorbancia } 664) - 1,54(\text{absorbancia } 647) - 0,08(\text{absorbancia } 630) \text{ (Equação 1)}$$

$$\text{Chlorophyll } a = \frac{\text{Ca} * \text{Extração volume (L)}}{\text{Volume da amostra (m}^3\text{)}} (\text{mg/m}^3) \text{ (Equação 2)}$$

Para a análise da eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo, foi feita através das **equações 3 e 4**, considerando que o N_f refere-se a leitura final da quantidade total de nitrogênio na amostra e N_i a leitura inicial. O P_f refere-se a leitura final da quantidade total de fósforo e o P_i refere-se a leitura inicial de fósforo (NAYAK et al., 2016).

$$\mu N = \frac{N_i - N_f}{N_i} \times 100 \text{ (Equação 3)}$$

$$\mu P = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \text{ (Equação 4)}$$

A eficiência do crescimento de células da microalga foi calculada utilizando a **equação 5**, onde X_f é a quantidade final de células, X_i é a quantidade inicial de células e t é a quantidade de dias que foram cultivadas essas células. (LUANGPIPAT; CHISTI 2016)

$$Q_x = \frac{X_f - X_i}{t} \times 100 \text{ (Equação 5)}$$

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Caracterização da água residual

A água residual após coleta foi analisada para caracterização prévia, obtendo como resultados os parâmetros físico-químicos e Clorofila *a*, como mostra a **tabela 1**.

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos das águas superficiais do rio Camarajipe e padrões estabelecidos pelo CONAMA nº 357

Parâmetros	Unidade	Valor (Campo)	CONAMA nº 357
Temperatura	(°C)	27,15	25
pH	-	7,31	6,0 a 9,0
eH	(ORPmv)	-131	-
Condutividade	(mS/cm)	0,738	-
Turbidez	(NTU)	26,9	40,00
OD	(mg/L)	4,06	6,00
OD	%	51,8	-
Sólidos dissolvidos totais	(g/L)	0,472	0,5
Salinidade	%	0,04	-
Fluoreto	mg/L	0,43	1,4
Cloreto	mg/L	90,79	250
Fosfato	mg/L	0,53	0,020
Sulfato	mg/L	50,18	250
Nitrato	mg/L	1,17	10,00
Nitrogênio amoniacal	mg/L	10,43	2,00
Potássio	mg/L	7,46	-
Cálcio	mg/L	6,69	-
Magnésio	mg/L	18,44	-
Sódio	mg/L	36,42	-
Clorofila a	µg/L	5,0	10,00

Os resultados da **tabela 1** mostram as condições ambientais através dos parâmetros analisados na estação selecionada instituindo a classificação do rio Camarajipe na classe II de águas doces.

Em relação ao Brasil, o CONAMA nº357 estabelece alguns padrões para qualidade das águas superficiais de rios. Considerando os padrões estabelecidos a uma temperatura de 25°C e o pH entre 6 e 9, alguns resultados apresentados, como o fosfato contendo 0,53 mg/L, nitrogênio amoniacal com 10,43 mg/L e oxigênio dissolvido com 4,06 mg/L estão fora dos padrões estabelecidos pelo CONAMA nº 357. Esses valores evidenciam que a água está com excesso de poluentes, oferecendo risco de eutrofização local e redução da qualidade da água. Esses resultados já eram esperados, uma vez que este rio urbano percorre zonas concentradas de residências com saneamento ineficiente e com presença de fontes difusas de poluição até desaguar no mar (SANTOS, 2006).

O excesso de poluente está associado ao crescimento exagerado de microrganismos como bactérias e protozoários, onde há consumo exagerado de oxigênio dissolvido ocasionando a morte de outros organismos causando desequilíbrio ao ecossistema local. O nitrogênio amoniacal é tóxico e bastante restritivo a vida dos peixes, sendo que algumas espécies não sobrevivem a concentrações acima de 5 mg/L, além disso bactérias nitrificantes e desnitrificantes transformam o nitrogênio amoniacal em nitrito e posteriormente em nitrato, onde o nitrato em grandes concentrações são tóxicos e podem causar doenças de veiculação hídrica denominada metahemoglobinemia infantil, que é letal em crianças. O fósforo aparece em águas residuais em forma de fosfato proveniente de detergentes, onde concentrações exageradas de fosfato ocasiona crescimentos exagerado de macrófitas e mortandade de outros organismos (UCKER et al., 2012).

O oxigênio dissolvido é o indicador principal para qualidade das águas superficiais de rios urbanos, pois influencia no metabolismo dos microrganismos aeróbios que habitam as águas naturais e é um elemento indispensável para a sobrevivência de outros seres vivos como peixes. Algumas espécies de peixes não resistem a concentrações de oxigênio dissolvidos inferiores a 4 mg/L, onde o recomendado é de 6 mg/L (PINTO et al., 2010). Uma alternativa para tenha aumento do oxigênio dissolvido é a utilização de algas e microalgas que são seres que fazem fotossíntese fornecendo oxigênio para o meio (FERREIRA et al., 2014; MARQUES & BOLLMANN 2006).

Projetos em andamento em cidades que consideram dentro das suas pautas os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) proposto pela ONU (Organização das Nações Unidas) têm estimulado a partir de Parcerias Público Privado (PPP) iniciativas inovadoras que possibilitem a remoção de nutrientes dissolvidos em altas concentrações em rios urbanos. O uso de microalgas tem sido uma alternativa economicamente viável devido à agregação de valor aos resíduos tratados e à biomassa gerada. Como já foi mencionado, as microalgas são organismos fotossintetizantes que produzem biomassa em meios enriquecidos de nutrientes e suas células podem ser conseqüentemente utilizadas para produzir bioprodutos (biodiesel, biometano,

biotetanol, alimentos, cosméticos, bioplásticos, etc). Considerando essas premissas, pode-se afirmar que as águas do rio urbano de Salvador, Camarajipe, apresentam potencial para o aproveitamento dos nutrientes essenciais para o cultivo de microalgas, tais como: nitrogênio, fósforo, potássio e magnésio (WU et al., 2017; SIZIBA 2017; MARQUES; BOLLMANN 2006).

3.1 Protótipo de fotobiorreator

O protótipo foi montado em laboratório para melhor controle da temperatura e luminosidade. A temperatura do experimento obteve pequena variação, permanecendo entre 21 °C a 25°C ao longo do período, considerando uma faixa boa de crescimento, pois esta espécie se adapta bem entre 20 a 25°C (POSADAS, 2015). O pH no experimento manteve na faixa entre 7 e 8 em todas as concentrações, pois esta espécie cresce melhor nas condições neutras ou alcalinas (LAM et al., 2017).

3.2 Remoção de nutrientes

As composições de nutrientes totais nas amostras estão sobre a forma de íons dissolvidos como: fosfato (PO_4^{3-}), nitrato (NO_3^-) e nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+). Esses íons dissolvidos, como já mencionados acima, quando em excesso em corpos hídricos, são poluentes e tóxicos para o ecossistema local, sendo de grande importância a sua remoção (SMITH et al., 1999). As microalgas crescem em um meio enriquecido por esses íons dissolvidos, pois são nutrientes que compõem sua estrutura celular. Portanto nesta presente pesquisa foi analisada a remoção desses nutrientes em águas de rios urbanos utilizando a microalga.

A tabela 2 apresenta as concentrações de nutrientes em mg/L e em relação a cada tipo de tratamento de água residual durante os cinco tempos (dias) analisados. O experimento foi planejado com um gradiente de cinco concentrações diferentes de água residual diluída em água destilada, resultando em: Tratamento 1 - fotobiorreatores com 0% de água residual urbana, Tratamento 2 - fotobiorreatores com 25% de água residual urbana, Tratamento 3 - fotobiorreatores com 50% de água residual urbana,

Tratamento 4 - fotobiorreatores com 75% de água residual urbana e
Tratamento 5 - fotobiorreatores com 100% de água residual urbana.

Tabela 2 - Concentração dos nutrientes em cada tratamento durante os cinco tempos de experimento (dias).

Concentração de fosfato (mg/L)	Concentração de nitrogênio amoniacal (mg/L)										Concentração de nitrato (mg/L)					
	Tratamento	0	1	6	9	15	0	1	6	9	15	0	1	6	9	15
1	0	5,6	16,1	14,7	12,8	7,4	<L	<L	<L	<L	<L	0,2	13,2	6,47	0,72	<L
	1	2	4	9	3	2	Q	Q	Q	Q	Q	2	0			Q
2	0	0,9	18,3	14,1	9,08	4,5	2,1	1,7	0,7	<L	<L	0,6	13,3	12,8	1,46	<L
	1	3	2	7		4	5	8	2	Q	Q	1	1	3		Q
3	0	1,4	17,1	15,5	5,98	5,5	4,5	3,9	3,4	0,2	<L	0,3	13,2	12,9	9,81	<L
	1	9	0	1		6	1	9	9	3	Q	3	7	1		Q
4	0	1,9	17,7	16,1	8,37	5,1	6,9	5,9	5,2	2,4	<L	0,5	13,3	12,7	14,0	<L
	1	2	4	9		4	1	0	3	7	Q	5	3	8	8	Q
5	0	1,3	21,2	16,7	7,33	6,3	9,1	8,0	7,7	4,2	<L	0,1	12,2	11,9	9,03	<L
	1	8	2	6		2	7	6	0	1	Q	7	7	8		Q

* <LQ: Abaixo do limite de quantificação (0,25 mg/L)

O nitrogênio pode apresentar-se em águas residuais sobre a forma de nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e nitrogênio amoniacal (NH_4^+). O nitrogênio compõe as células de microalgas, sendo encontrados na clorofila, material génico (DNA e RNA), proteínas e enzimas (CAI et al., 2013). Foi possível observar que ocorreu remoção total de nitrogênio amoniacal e nitrato em todos os tratamentos ao final do experimento como mostra os **gráficos 2 e 3** abaixo, evidenciando 100% de eficiência na remoção. Os resultados da **tabela 2** acima demonstram que ao final do experimento, os tratamentos de fotobiorreatores construídos alcançaram os valores dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357, pois a concentração final foi abaixo de 0,25 mg/L, sendo que na resolução o máximo permitido é de 2 mg/L de nitrogênio amoniacal e 10 mg/L de nitrato.

As microalgas possuem prioridade na remoção do nitrogênio amoniacal, pois é a sua forma mais reduzida, apresentando maior facilidade na absorção (CAI et al., 2013). Portanto, justifica a ocorrência de remoção total do nitrogênio amoniacal nos tratamentos 2 e 3, em apenas 9 dias. Em relação ao nitrato, que corresponde à forma mais estável do nitrogênio, torna-

se uma segunda alternativa nutricional para a microalga, por este motivo que a remoção total foi apresentada em 15 dias de cultivo.

Em processos de tratamento de água residual convencional, o nitrogênio amoniacal é removido através da oxidação da amônia para nitrito e em seguida para nitrato utilizando bactérias nitrificantes e desnitrificantes (MUJTABA et al., 2017). Neste estudo, a remoção de nitrogênio amoniacal não resultou na formação de nitrito, pelo fato da água ser esterilizada e não conter bactérias no meio. Entretanto, ocorreu um leve aumento de nitrato apenas no tratamento 4 após 9 dias, pois é o resultado do processo metabólico da microalga presente neste estudo, onde um dos subprodutos formados é o nitrato. Para o tratamento 1, 2 e 3 este processo não foi evidenciado porque já tinha sido removido todo nitrogênio amoniacal, restando apenas o nitrato como nutriente disponível.

Comparando com o trabalho de Arbid et al. (2014) no qual foi cultivada a espécie de microalga *Chlorella vulgaris* em dois meios diferentes. O primeiro foi testado em água residual urbana pré-tratada, ou seja, retirada de sólidos totais e lodo ativado, coletada em uma estação de tratamento de água residual, cujas concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato foram de 21 mg/L e 1,6 mg/L respectivamente. O segundo cultivo foi testado em água residual sintética, sendo composta por água bidestilada, autoclavada e enriquecida com nutrientes, cujas concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato também foram de 21 mg/L e 1,6 mg/L respectivamente. Os resultados demonstram que em ambos os cultivos alcançaram remoção de 90% de nitrogênio total após 15 dias, demonstrando que não há diferenças significativas na remoção quanto ao uso de água residual bruta e o uso de água residual sintética. Contudo, os resultados encontrados no presente projeto são bastante relevantes em relação aos outros encontrados na literatura, pois não houve enriquecimento de nutrientes nas águas residuais urbanas, tornando um possível aproveitamento de bioprodutos viável economicamente.

Destaca-se ainda que o uso de água residual urbana, por já conter nutrientes em sua composição, torna-se de grande relevância, pois reduz os custos com adição de nutrientes ao meio de cultivo para microalgas.

Gráfico 1 - Remoção de nitrogênio amoniacal temporalmente

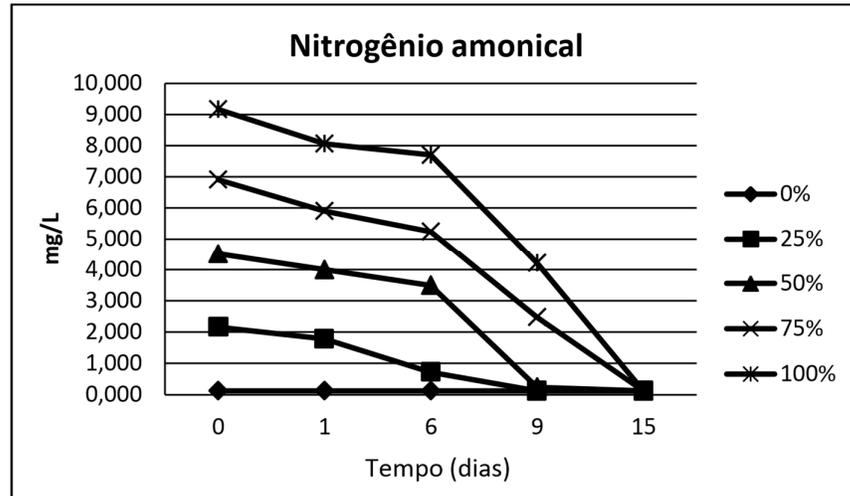
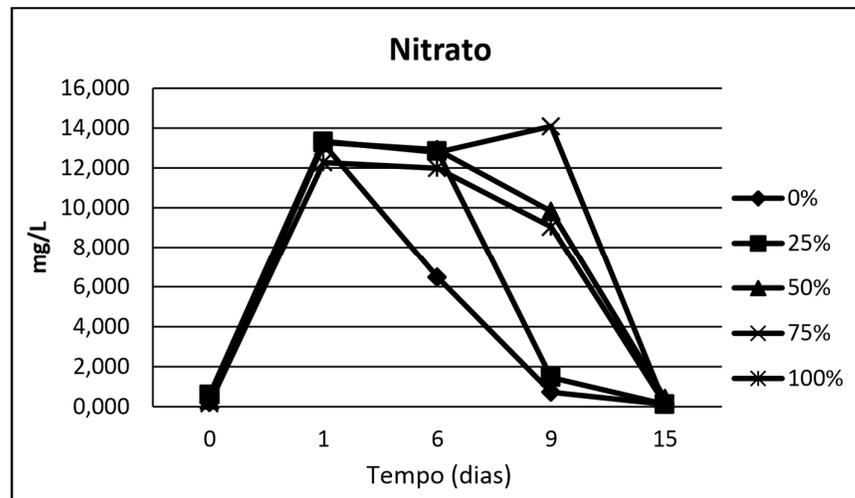


Gráfico 2 - Remoção de Nitrato temporalmente



O fósforo é encontrado na água sob a forma de fosfato (PO_4), que tem origem em detergentes domésticos e cargas orgânicas. Este íon funciona como energia para o metabolismo das microalgas, sendo encontrados em ácidos nucleicos, lipídios e proteínas (CAI et al., 2013). O **Gráfico 1** mostra o desempenho da remoção de fosfato pela cultura suspensa da microalga em diferentes concentrações de água residual durante 15 dias de cultivo.

A maior taxa de remoção de fosfato foi observada no tratamento 2, onde a concentração inicial foi de 18,32 mg/L e a final foi de 4,54 mg/L, sendo possível destacar que a remoção foi cerca de 13,78 mg/L no total e que

corresponde a 75% de eficiência na remoção. Para o tratamento 5 a concentração inicial foi de 21,22 mg/L e a final foi de 6,32 mg/L, sendo avaliado a eficiência de remoção em 70%, onde foi removido cerca de 14,90 mg/L no total. Essa diferença na eficiência de remoção entre os dois tratamentos é explicada pela diferença nas concentrações iniciais, onde no tratamento 2 a concentração inicial é menor, portanto a remoção será mais rápida do que em relação ao tratamento 5. Além disso, as células de microalgas tendem a saturar rapidamente devido a formação de polifosfatos em sua estrutura celular, explicando o porquê que não há remoção total do fosfato no meio e em elevadas concentrações (MUJTABA et al., 2017).

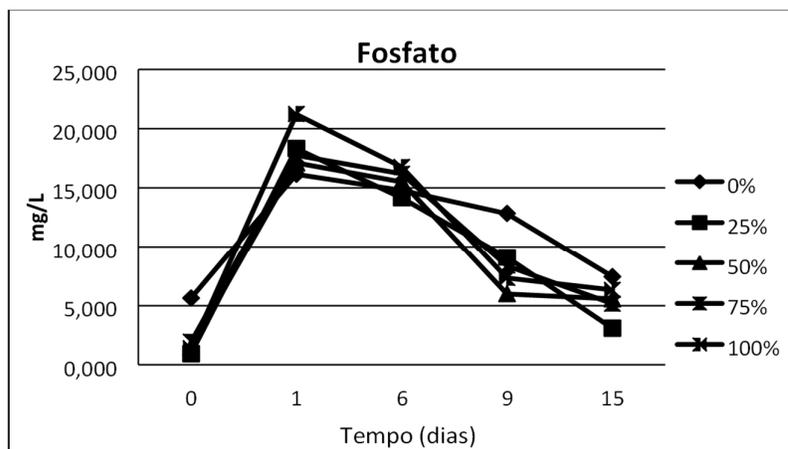
O fósforo também pode ser removido através da precipitação quando o pH está elevado nas faixas entre 9 e 11. O experimento permaneceu com a faixa de pH entre 7 e 8, portanto o único mecanismo de remoção no presente estudo ocorreu devido ao fotobiorreator construído, usando a microalga *Chlorella vulgaris*.

A menor eficiência de remoção foi avaliada em 54% no tratamento 1, pois apresentava menor concentração inicial de fosfato contendo apenas 16,14 mg/L e ao final foi reduzido para 7,42 mg/L, removendo cerca de 8,70 mg/L de fosfato no total. O trabalho apresentado por Batista et al. (2015) que utilizou a espécie *Chlorella vulgaris* cultivada em águas residuais urbanas como meio de cultura onde foi apresentado concentração inicial de 67 mg/L e final de 15,3 mg/L de fosfato. Foi obtido como resultado final uma eficiência de remoção de 77% de fósforo fosfato ($P-PO_4$), demonstrando valores aproximados com a presente pesquisa (BATISTA et al., 2015).

Outro trabalho apresentado por Miao et al. (2016) onde foi utilizada água residual sintética, pois foi adicionado nutrientes para simular uma água residual urbana. Este experimento também foi planejado com um gradiente de cinco concentrações diferentes com: 100%, 75%, 50%, 25% e 0% de água residual sintética diluída em água destilada. A concentração de fosfato inicialmente total foi de 11mg/L. Os resultados apresentados mostram que a microalga removeu cerca de 55 a 75% de fosfato, onde a maior taxa de remoção foi apresentada na concentração de 25% de água residual sintética,

pois a microalga acumula fosfato em seu interior até a saturação, o que explica a menor eficiência em outras concentrações (MIAO et al., 2016).

Gráfico 3 - Remoção de fosfato temporalmente



A taxa de remoção de fosfato é mais lenta em comparação com a taxa de remoção de nitrogênio, pois existe uma proporção de absorção onde a cada 1 mol de fósforo é removido 16 mol de nitrogênio (REDFIELD 1958). Nesta presente pesquisa, onde o fosfato apresentou as maiores concentrações comparado ao nitrogênio, no qual foi avaliado a proporção de 1P:0,4N, por este motivo que não houve remoção de 100% de fosfato. Esta proporção também explica porque em alguns outros trabalhos explicitados acima, onde ocorreu remoção de fosfato em maiores concentrações do que nesta pesquisa. A **tabela 3** é um complemento da **tabela 2** onde evidencia as concentrações iniciais e finais de cada nutriente e em relação a cada tratamento. A taxa de eficiência na remoção também é apresentada nessa tabela com base em 15 dias de experimento.

Tabela 3 - Porcentagem da eficiência de remoção de cada nutriente em relação a quantidade inicial e final após 15 dias de cultivo

Tratamento	Fosfato (mg/L)			Nitrogênio amoniacal (mg/L)			Nitrato (mg/L)		
	Inicial	final	(%)	Inicial	final	(%)	Inicial	final	(%)
1	16,14	7,42	54	<LQ	<LQ	0	13,20	<LQ	100
2	18,32	3,06	75	2,15	<LQ	100	13,31	<LQ	100
3	17,10	5,56	67	4,51	<LQ	100	13,27	<LQ	100
4	17,74	5,14	71	6,91	<LQ	100	13,33	<LQ	100
5	21,22	6,32	70	9,17	<LQ	100	12,27	<LQ	100

3.3 Crescimento da microalga e produção de biomassa

O crescimento da microalga *Chlorella vulgaris* ao longo do tratamento foi monitorado de posse da concentração celular no meio, apresentado no **gráfico 4**. O primeiro dia de cultivo corresponde à fase de adaptação, pois a cepa de microalga foi transferida de uma cultura que estava na fase estacionária para um meio fresco. Após a fase de adaptação, há o crescimento exponencial das células, onde foi possível observar a partir do primeiro dia até o 6º dia de cultivo. Esse crescimento exponencial é proporcionado pela concentração de nutrientes disponíveis no meio. Entre os dias 6 e 9, foi possível observar que para todos os tratamentos ocorreu uma desaceleração no crescimento celular da *Chlorella vulgaris*, proporcionado pela redução de nutrientes disponíveis, principalmente de nitrogênio amoniacal como já foi discutido no **gráfico 2**.

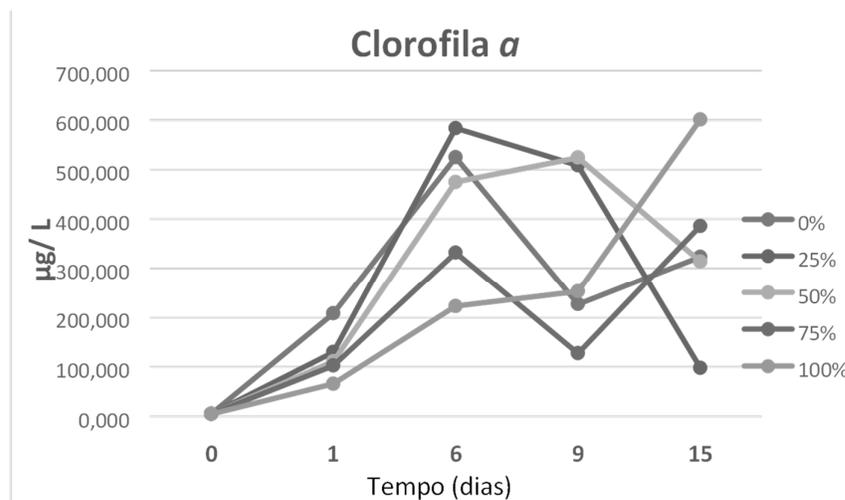
Os tratamentos 1 e 4 apresentaram uma diminuição na concentração de células microalgais no 9º dia, contudo foi verificado um aumento posterior nesta concentração celular no 15º dia. Esse processo ocorre em razão do consumo total de nitrogênio amoniacal neste tempo, determinando o nitrato como uma fonte alternativa de nitrogênio. Sendo assim, esse decréscimo sucedeu pela readaptação ao consumo desse nutriente.

A maior concentração celular no experimento foi alcançada no tratamento 5, onde ocorreu crescimento contínuo. Ao final deste cultivo foi apresentada uma concentração de 601,1 µg/L. Comparando com a literatura, onde em um trabalho foi utilizado esta mesma espécie em meio de cultivo sintético *Bold's Basal Medium* (BBM) para avaliar seu crescimento celular, obteve como resultado uma concentração final de

622 $\mu\text{g/L}$ de células (SILVA et al., 2015). Esses resultados apresentados por Silva et al., (2015) e pela presente pesquisa se aproximam, comprovando novamente que a utilização de água residual como fonte de nutrientes em cultivo de microalgas é viável e satisfatório.

A menor taxa de crescimento foi analisada no tratamento 2, contendo 97 $\mu\text{g/L}$ de concentração celular após 15 dias como mostra o **gráfico 4**, pois a medida que há crescimento da densidade de microalgas com o tempo, existe a diminuição dos nutrientes e também a redução da penetração da luz decorrente do auto sombreamento (LAM et al., 2017).

Gráfico 4 - Crescimento da espécie *Chlorella vulgaris*



A **Tabela 5** apresenta a quantidade de biomassa úmida e seca geradas após o experimento de acordo a cada tratamento de água residual e em relação ao cultivo total de 15 dias. Em relação à geração da biomassa úmida e seca, foi obtida a máxima concentração no tratamento 5 contendo 6,83 g/L e 0,604 g/L respectivamente. A mínima concentração de biomassa úmida e seca foi obtido no tratamento 1 contendo 2,72 g/L e 0,126 g/L respectivamente. Andrade (2014) afirma que média de geração da biomassa seca por dia é de 0,02 a 0,20 g/L.d para esta espécie de microalga, sendo que neste presente trabalho a máxima geração de biomassa em um dia de cultivo foi de 0,040 g/L.d (ANDRADE & FILHO, 2014).

O trabalho de Gouveia et al. (2016) cultivou a espécie de microalga *Chlorella vulgaris* em águas residuais urbanas coletadas de uma estação de tratamento de água residual, onde a água foi filtrada e autoclavada por 15 minutos. As concentrações de fosfato, nitrogênio amoniacal e nitrato foram de 8,23 mg/L, 119,3 mg/L e 14 mg/L respectivamente. Este teste alcançou a máxima produtividade de 0,4 g/L após 9 dias de cultivo, sendo um pouco acima do apresentando nesta presente pesquisa, onde foi gerado 0,35 g/L em 9 dias (GOUVEIA et al., 2016). Este fato é dado pela concentração elevada de nitrogênio amoniacal utilizado no trabalho de Gouveia (2016) que possibilita a maior geração de biomassa.

Tabela 5 - Concentração de células da microalga, biomassa úmida e seca após 15 dias de cultivo

Tratamento	Clorofila a (µg/L)	Biomassa úmida (g/L)	Biomassa úmida (g/L.d)	Biomassa seca (g/L)	Biomassa seca(g/L.d)
1	323,3	2,727	0,182	0,126	0,008
2	97,9	3,203	0,214	0,254	0,017
3	313,9	3,559	0,237	0,315	0,021
4	386,0	4,389	0,292	0,388	0,025
5	601,1	6,833	0,455	0,604	0,040

3.5. Viabilidade econômica

Segundo a Empresa Baiana de Águas e Saneamento, Salvador investe cerca de R\$ 499.922.422,49 no tratamento de água residual urbana, considerando as despesas com a parte operacional, produtos químicos utilizados e energia elétrica (EMBASA 2015).

No município de Almería localizada na Espanha, existe um projeto já em execução que consiste em cultivar microalgas em águas residuais urbanas onde possibilita o tratamento e ao mesmo tempo produção de biomassa que é vendida posteriormente. Acién (2012) o qual participa e monitora este projeto executado na Espanha, determinou os custos de produção de biomassa para uma escala semiindustrial. A escala foi

determinada com base em um processo real, comparando o custo de operação, consumo de energia, tempo de trabalho e nutrientes utilizados.

A capacidade de produção de biomassa neste sistema é de 3,83 t/ano de biomassa onde o custo total com equipamentos, energia e sistema operacional é de 1.024.000,00 €/ano. O custo de produção de biomassa passa a ser de 69,3 €/kg, uma vez que introduz um investimento de 3.725,52 €/ano com fertilizantes e dióxido de carbono. Acién (2012) apresenta sugestões para diminuição dos custos nos cultivos de microalgas como: Gerar energia a partir do biometano produzido pela biomassa da microalga. Do mesmo modo que é possível implantar tecnologias avançadas com reatores fotovoltaicos para captação da energia solar e geração de energia elétrica.

Outra sugestão é substituir a água enriquecida com nutrientes pela água residual urbana ou por águas de efluentes comerciais e/ou industriais, visto que há nutrientes em sua composição. Desta forma, os custos de cultivo de biomassa passa a ser 49 €/kg. O benefício em associar o tratamento de água residual com o cultivo de microalgas está na produção de biomassa para geração de bioprodutos onde há valor agregado e renda, uma vez que a biomassa é vendida a 500 €/kg (ACIÉN, 2012). Em Madri, na Espanha, existe uma empresa onde cultiva microalgas em águas residuais para geração de biocombustíveis (ALL-GAS, 2012).

A **tabela 6** compara valores referentes ao custo total de implantação para manter diferentes tipos de tratamento de água residual. Os custos foram convertidos para Reais, considerando o preço do Euro de R\$ 3,68. Os tratamentos de água residual convencionais possuem eficiência de remoção de nutrientes na faixa de 10 a 50% e não há geração de bioprodutos com valores agregados. O cultivo de microalgas abrange custos menores que os convencionais com maiores taxas de remoção dos nutrientes, da mesma forma que gera biomassa onde pode ser comercializada ou transformada em bioprodutos como: biofertilizantes, biocombustíveis, biopolímeros, alimento para animais, cosméticos e biohidrogênio (BATISTA et al., 2015; CARDOSO et al., 2011; DENER et al., 2006; MAITY et al., 2014; CHRISTENSON & SIMS 2011).

Tabela 6 - Custos para cada tratamento de água residual (R\$/ano), taxa de remoção de nutrientes e custo para geração de biomassa (R\$/kg)

	Salvador Tratament o de água residual	Lagoa Facultativ a	Reator anaeróbio	Cultivo de microalgas em fotobiorreator	Cultivo de microalga s em água residual
Cust o total (R\$/ano)	499.922.422,49	287.434.960,8 0	383.246.614, 40	3.782.029,8 0	3.768.320,00
Rem oção Nitrog ênio (%)	-	30 – 50	10 – 25	80 – 99	80 – 99
Remoç ão de Fósforo (%)	-	20 – 60	10 - 20	70 – 90	70 - 90
Tem po de retençã o (dia s)	1 - 7	15 – 30	0,3 – 0,5	9 - 12	9 – 15
Custo por kg de biomassa gerada (R\$)	-	-	-	253,92	180,32

Fonte: Adaptado de Acién (2012); EMBASA (2015).

4 CONCLUSÃO

O presente estudo mostrou os efeitos das diferentes concentrações de água residual urbana sobre o crescimento da microalga *Chlorella vulgaris* e sua eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo, apresentando como resultados principais, 100% de eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal e nitrato ao final do experimento. O fosfato foi melhor removido nos tratamentos 2 e 5 com eficiência de remoção de 75% e 70% respectivamente após 15 dias de cultivo. O melhor crescimento de células microalgais foi apresentado em água residual urbana concentrada, onde obteve 601,1 µg/L. A geração de biomassa úmida e seca foi melhor apresentada em água residual urbana concentrada, gerando 6,833 g/L e 0,604 g/L respectivamente.

Este estudo mostrou a importância da possibilidade de utilizar a microalga *Chlorella vulgaris* como uma das etapas no tratamento de água residual urbana, proporcionando benefícios ambientais, sociais e econômicos.

Foi evidenciado que existe um custo/benefício no cultivo de microalgas para produção de biomassa com valor agregado, sendo apresentado um custo total de produção de biomassa de 49 €/kg utilizando cultivo em águas residuais urbanas.

As sugestões para os próximos trabalhos seriam: (i) avaliar a qualidade das águas superficiais de outros rios urbanos que percorrem a cidade e de efluentes comerciais e industriais da cidade do Salvador (BA); (ii) avaliar a utilização de outras espécies de microalgas em águas residuais urbanas para verificar a melhor eficiência de remoção dos nutrientes; (iii) aproveitar a biomassa seca gerada neste experimento para a produção efetiva dos bioprodutos e avaliar sua qualidade; (iv) realizar novos testes com a mesma espécie em escala piloto, a partir do desenvolvimento de fotobiorreatores tubulares em campo, próximo à um rio urbano e com isso contribuir para a melhoria da qualidade das águas, gerar biomassa para desenvolvimento de bioprodutos inovadores e, ainda, trabalhar ações de educação ambiental com os soteropolitanos.

REFERÊNCIAS

ACIÉN F. G. 2012. Production cost of a real microalgae production plant and strategies to reduce it. **Biotechnology Advances**, v.30. p.1344 – 1353, 2012.

ALL GAS. Disponível em <<http://www.all-gas.eu/Pages/default.aspx>>
Acessado em: jul. 2017.

AMBROSO, L. **Efeito do estresse na composição química de microalgas e no extrato na germinação de sementes de alface**. 2015. Tese (Doutorado em Agronomias) - Universidade federal de Lavra, 2015.

ANDRADE FILHO. **Potencialidades e desafios do cultivo**. Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), 2014. Paraná. (v. 1).

ARASHIRO, L. **Internacional Water Association**, 2016. Disponível em:
<<http://www.iwa-network.org/projects/urban-sanitation-and-wastewater/>>
Acesso em: 20 abr. 2017.

ARBIB, Z.; RUIZ, J.; DÍAZ, P.; PÉREZ, C.G.; PERALES, J.A. Capability of different microalgae species for phytoremediation processes: Wastewater tertiary treatment, CO₂ bio-fixation and low cost biofuels production. **Water Research**, v. 49, p. 465- 474, 2014.

ARITA, C. E. Q. PEEBLES, C. BRADLEY, T. Scalability of combining microalgaebased biofuels with wastewater facilities: A review. **Algal Research**. v. 9, p. 160 – 169, 2015.

BATISTA, A. et al. Combining urban wastewater treatment with biohydrogen production – An integrated microalgae-based approach. **Bioresource technology**, v. 184. p. 230-235, 2015.

BLAIR, M. F. KOKABIAN, B. GUDE, V.G. Light and growth medium effect on *Chlorella vulgaris* biomass production. **Journal of environmental chemical engineering**, v. 2, n. 1, p. 665 – 674. 2014.

BLOCH. H. **European Union legislation on wastewater treatment and nutrients removal**. WFD. European Commission, Directorate General Environment, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357**. De 17 de março de 2005, publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63. Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acessado em: 12 jan. 2016.

CAI T.; STEPHEN Y. e LI Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy reviews**, v. 19, p. 360 – 369, 2013.

CAPORGNO, M. P.; TALEB, A.; OLKIEWICZ, M.; FONT, O.; PRUVOST, J.; LEGRAND, J.; BENGGOA, C. Microalgae cultivation in urban wastewater: Nutrient removal and biomass production for biodiesel and methane. **Algal research**, v. 10, p. 232 – 239, 2015.

CARDOSO, A. S.; VIEIRA, G. E. G.; MARQUES, A. K.. O uso de microalgas para a obtenção de biocombustíveis. **Revista brasileira de biociências**, Porto Alegre, v. 9. n. 4, p. 542 - 549, out./dez. 2011.

CHEAH W. Y.; LING T. C.; SNOW P. L.; JUAN J. C.; CHANG J. S. e LEE D. J. 2016. Cultivation in wastewaters for energy: A microalgae platform. **Applied Energy**, n. 179, p. 609 - 625.

CHRISTENSON L.; SIMS R. Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. **Biotechnology advance**, v. 29, p. 686 - 702, 2011.

COLET K. M. **Avaliação do impacto da urbanização sobre o escoamento superficial na bacia do córrego do barbado, cuiabá-mt**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia das Edificações) - Universidade Federal de Mato Grosso, 2012.

DENER R. B.; OHSE S.; VILLELA M.; CARVALHO S. M.; FETT R. 2006. Microalgas, produtos e aplicações. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1959 – 1967, nov./dez. 2006.

DEPARTAMENTO INTERSINDICAL DE ESTATÍSTICA E ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS (DIEESE). Visão geral dos serviços de água e esgotamento sanitário no Brasil. **Estudos e pesquisas**, n. 82, set. 2016.

DEPARTAMENTO INTERSINDICAL DE ESTATÍSTICA E ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS (DIEESE). Visão geral dos serviços de água e esgotamento sanitário no Brasil. **Estudos e pesquisas**, n. 82, set. 2016.

EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO (EMBASA), 2015. Disponível em < <http://www.embasa.ba.gov.br/> Acesso em: jun. 2017.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Parameters of water quality interpretation and standards**. 2001. p. 8 – 132

European Commission Directive 98/15/EEC. **EUR-Lex**. União Europeia. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31991L0271>> Acesso em: 24 abr. 2017.

FERREIRA E. V. S. et al., 2014. Possível solução para o problema da poluição no Rio Camarajipe em Salvador mediante o uso de macrófitas aquáticas. **CANDOMBÁ**, v. 10. n.1 jan./dez. 2014.

GE, S. CHAMPAGNE, P. Nutrient removal, microalgal biomass growth, harvesting and lipid yield in response to centrate wastewater loadings. **WaterResearch**, v. 88. p. 604-612, 2016.

GOUVEIA L. et al., 2016. Microalgae biomass production using wastewater: Treatment and costs Scale-up considerations. **Algal Research**, n.16. p. 167 – 176, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativa de população total brasileira**, 2015. Disponível em < http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2015/estimativa_dou.shtm > Acesso em: jun. 2017.

LAM M. et al. Cultivation of *Chlorella vulgaris* using a nutrient source of Domestic wastewater for biodiesel production: Growth conditions and kinetic studies. **Renewable energy**, v. 103, p. 197 – 207, 2017.

LOURENÇO. S.O. **Cultivo de Microalgas Marinhas: Princípios e aplicações**. São Carlos, SP: Editora RiMa, 2006.

LU, Q. et al. Growing *Chlorella* sp. on meat processing wastewater for nutrient removal and biomass production. **Bioresource technology**, v. 198, p. 189-197. 2015.

LUANGPIPAT T.; CHISTI Y. Biomass and oil production by *Chlorella vulgaris* and four other microalgae – effects of salinity and other factors. **Journal of biotechnology**, v. 257, p. 47-57, nov. 2016

MAHDY A.; MENDEZ L.; BALLESTEROS M. e FERNANDÉZ C. G. Algae culture integration in conventional wastewater treatment plants: Anaerobic digestion comparison of primary and secondary sludge with microalgae biomass. **Bioresource Technology**, v. 184, p. 236 – 244, 2015.

MAITY J. P. et al. The production of biofuel and bioelectricity associated with wastewater treatment by green algae. **Journal Energy**, v. 77. p. 94 - 103, 2014.

MARQUES D. M. L.M & BOLLMANN H. A. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. **Eng. Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 4, out./dez. 2006.

MATAMOROS, V. et al. Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater: a laboratory scale study. **Journal of Hazardous materials**, v. 301, p. 197-205. 2016.

MATAMOROS, V. et al. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot-scale study. **Elsevier**, v. 288, p. 34-4, 2015.

MENDES, M. et al. Coleção de microalgas de ambientes dulciaquícolas naturais da Bahia, Brasil, como potencial fonte para a produção de biocombustíveis: uma abordagem taxonômica. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 691-696, 2012.

MENESES M.; PASQUALINO J. C.; CASTELLS. F. Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. **Chemosphere**, n. 81, p. 266 – 272, 2010.

MENNAA, F. et al. Urban wastewater treatment by seven species of microalgae and an algal bloom: Biomass production, N and P removal kinetics and harvestability. **Water Research**, v. 83, p. 42-51. 2015

MIAO M.S. et al. Mixotrophic growth and biochemical analysis of *Chlorella vulgaris* cultivated with synthetic domestic wastewater. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 113, p. 120 – 125, 2016.

MUJTABA G.; RIZWAN M.; LEE K. 2017. Removal of nutrients and COD from wastewater using symbiotic co-culture of bacterium *Pseudomonas putida* and immobilized microalga *Chlorella vulgaris*. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, n. 49, p.145 – 151, 2017.

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. Assembleia da ONU reconhece saneamento como direito humano distinto de direito à água potável. **ONU BR**, 04 jan. 2016. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/assembleia-geral-da-onu-reconhece-saneamento-comodireito-humanodistinto-do-direito-a-agua-potavel/>>. Acesso em: jun. 2017.

NAYAK M.; KAREMORE A.; SEM R. Performance evaluation of microalgae for concomitant wastewater bioremediation, CO₂ biofixation and lipid biosynthesis for biodiesel application. **Algal Research**, n.16, p. 216 – 223, 2016.
OLGUÍN, E. J. Phycoremediation: key issues for cost-effective nutrient removal processes. **Biotechnology advances**, v. 22, p. 81 – 91, 2003.

OLGUÍN, E. J. Dual purpose microalgae–bacteria-based systems that treat wastewater and produce biodiesel and chemical products within a Biorefinery. **Biotechnology Advances**, v. 30, p. 1031–1046, 2012.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDADE (ONU). **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)**. Disponível em: <<http://www.itamaraty.gov.br/pt-BR/politicaexterna/desenvolvimento-sustentavel-e-meio-ambiente/134-objetivos-dedesenvolvimento-sustentavel-ods>> Acesso em: jul. 2017.

OSWALD WJ. High rate ponds in waste disposal. **Dev. Ind. Microbiol**, v. 4, p. 112–9, 1963.

PINTO L. A.; OLIVEIRA G. H.; PEREIRA G. A. Avaliação da eficiência da utilização do oxigênio dissolvido como principal indicador da qualidade das águas superficiais da bacia do córrego bom jardim, brasilândia/ms. **Revista GEOMAE**. Campo Mourão, PR, v. 1, n. 1. p. 62 – 82, 2010.

POSADAS E.; MORALES M. D. M.; GOMEZ C.; ACÍEN F.G. e MUNOZ R. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, n. 265. p. 239 – 248, 2015.

QUINTELAS, C. et al. Biosorption of Cr (VI) by three different bacterial species supported on granular activated carbon - A comparative study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, p. 799-809, 2008.

RAOUF A.; HOMAIDAN A.; IBRAHEEM I. B. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, n. 19, p. 257 – 275, 2012.

REDFIELD A. C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**, v. 43, n. 3, p. 205 – 221, 1958.

SANTOS, E. et al. O caminho das águas em Salvador: Bacias hidrográficas, bairros e fontes, 2010.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico anual de água e esgoto**, 2015. Disponível em < <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>> Acessado em: Junho de 2017.

SIZIBA N. Effects of damming on the ecological condition of urban wastewater polluted rivers. **Ecological Engineering**, v.102, p 234 - 239, 2017.

SMITH, V.H.; TILMAN, G.; NEKOLA, J. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)**, v. 100, p. 179-196, 1999.

UCKER F. E.; ALMEIDA R. A; KEMERICH P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Revista ambiente & água**. Universidade Federal de Goiânia, v. 7, n. 3, 2012.

WANG, Y. et al. Perspectives on the feasibility of using microalgae for industrial wastewater treatment. **Bioresourcetechnology**, v. 222, p. 485-497, 2016.

WU N.; DONG X.; LIU Y.; WANG C.; PERDESEN A. B.; RIIS T. Using river microalgae as indicators for freshwater biomonitoring: Review of published research and future directions. **Ecological indicators**, v. 81, p. 124 – 131, 2017.