



## Capítulo XIII

### ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA FITORREMEDIAÇÃO COM *Eichhornnia crassipes* NA DESPOLUIÇÃO DE UM CÓRREGO URBANO RECEPTOR DE ESGOTO







## ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA FITORREMEDIAÇÃO COM *Eichornnia crassipes* NA DESPOLUIÇÃO DE UM CÓRREGO URBANO RECEPTOR DE ESGOTO

Luiza Raquel Fernandes Lima<sup>1</sup>; Maria Cristina Crispim<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, (UFPB, Cidade Universitária, Campus I, CEP 58059-900, João Pessoa, PB, Brasil). luiza.raquelfl@gmail.com (autora correspondente); ccispim@hotmail.com

### RESUMO

A falta de saneamento básico nos municípios brasileiros ocasiona degradação nos rios urbanos, devido ao lançamento de efluentes com alta carga de matéria orgânica, que após decomposição libera muitos nutrientes na água. Em busca de soluções sustentáveis, uma das opções na remoção de nutrientes é a utilização da fitorremediação. A alta carga nutricional em rios causa riscos à saúde ambiental e pública, pois provoca diminuição de condições respiratórias, prejudicando as interações ecológicas e a qualidade da água. O objetivo deste trabalho é analisar a eficiência da fitorremediação por macrófitas em um córrego urbano, como forma de reduzir o aporte de nutrientes para um rio urbano. Aplicaram-se quatro pequenos módulos contendo 2 plantas da macrófita *Eichornnia crassipes*, ao longo de um córrego contaminado de esgoto doméstico, que faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiá, em João Pessoa, Paraíba, Brasil. Apesar de ser um ambiente lótico, o biotratamento foi eficaz, pois vários parâmetros analisados apresentaram concentrações significativamente reduzidas, como Nitrato, Ortofosfato, Temperatura, Condutividade e aumento no Oxigênio Dissolvido e pH. Assim, com a fitorremediação com *E. crassipes* reduziu-se a entrada de 81 mg.m<sup>3-1</sup> de Fosfato e de 52 mg.m<sup>3-1</sup> de Nitrato no Rio Cuiá, que recebe o riacho como afluente, nutrientes indutores de eutrofização, ao mesmo tempo em que aumentaram os valores medianos de Oxigênio Dissolvido de 3,5 mg.L<sup>-1</sup> para cerca de 5,0 mg.L<sup>-1</sup>. Identificou-se que a fitorremediação em ambientes lóticos poluídos é viável para a recuperação de rios urbanos, pois impede que grande carga de nutrientes seja despejada nos rios receptores, no caso desta pesquisa, o Rio Cuiá, evitando a eutrofização. Portanto, o uso de fitorremediação em córregos urbanos que transportam esgotos é uma estratégia ecológica de baixo custo e eficiente na melhoria da qualidade da água, favorecendo a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos.

Palavras-chave: Biorremediação, restauração aquática, saneamento básico, rios urbanos.

### ABSTRACT

The lack of basic sanitation in Brazilian municipalities causes

degradation in urban rivers, due to the release of effluents with a high load of organic matter, which after decomposition increases the nutritional load present in the environment. In search of sustainable solutions, one of the options for removing nutrients is the use of phytoremediation. The high nutritional load in rivers increases the risks to environmental and public health, as it causes a decrease in respiratory conditions, affecting ecological interactions and water quality. The objective of this work is to analyze the efficiency of phytoremediation by macrophytes in an urban stream, as a way to reduce the nutrient input to an urban river. Four small modules containing 2 plants of the macrophyte *Eichornnia crassipes* were applied along a contaminated stream of domestic sewage, which is part of the Cuiá River Basin, in João Pessoa, Paraíba, Brazil. Despite being a lotic environment, the biotreatment showed to be effective, as several analyzed parameters showed significantly reduced concentrations, such as Nitrate, Orthophosphate, Temperature, pH, Conductivity and an increase in Dissolved Oxygen was observed. Thus, we concluded that with phytoremediation using *E. crassipes* in the stream, the entry into the Cuiá River (the river that receives this tributary) was reduced by 81 mg.m<sup>3-1</sup> of Phosphate and 52 mg.m<sup>3-1</sup> of Nitrate, nutrients that induce eutrophication. It was identified that phytoremediation in polluted lotic environments is viable for the recovery of urban rivers, as it prevents a large load of nutrients from being dumped into the receiving rivers, in the case of this research, the Cuiá River, avoiding eutrophication. Therefore, the use of phytoremediation in urban streams that transport sewage is a low-cost and efficient ecological strategy to improve water quality, favoring the self-purification capacity of water bodies.

Keywords: Bioremediation, aquatic restoration, basic sanitation, urban rivers

### INTRODUÇÃO

A legislação Brasileira enquadra Rios em classes de qualidade, pela Resolução CONAMA 357/2005, elas são: classe especial, da classe 1 à classe 4 e quanto mais excelente as condições

hídricas mais exigentes os seus usos, como também melhor a qualidade de tratamento dos efluentes lançados nos corpos hídricos é exigida (BRASIL, 2005).

Segundo o Atlas Esgotos (BRASIL, 2017), ao analisar as Unidades das Regiões Hidrográficas Brasileiras (UARH) averiguou-se que quanto maior a população urbana maior o número de rios que estão em desconformidade com os padrões de qualidade hídrica exigidos em suas classes (Resolução CONAMA 375/2005). A Paraíba está na Região Hidrográfica (RH) R11, que abrange Rio Grande do Norte, Pernambuco, Paraíba e Alagoas. Esta RH é a segunda com maior número de rios em desconformidade com os parâmetros de qualidade de água exigidos (BRASIL, 2017). Pode-se inferir que esta desconformidade é causada pelas altas porcentagens de lançamento de efluentes sem tratamento no meio aquático, que contaminam a água com matéria orgânica, que ao decompor libera nitratos e fosfatos, o que resulta em risco à saúde pública e ao meio ambiente (BARSANO et al., 2014).

Como exemplo de ação mitigadora da poluição do meio hídrico, como o tratamento eficaz de esgotos, tem-se a fitorremediação ou a biorremediação. Segundo SILVA et al. (2014, p.1362), a biorremediação é uma técnica que proporciona a “transformação ou destruição dos poluentes orgânicos por decomposição, pela ação de microrganismos naturais no solo, como as bactérias, os fungos e protozoários.” Esse processo, realizado pelos microrganismos, dá-se pela utilização dos poluentes orgânicos degradando-os em substâncias mais simples (dióxido de Carbono, água, sais minerais e gases). Quando o agente biológico remediador é uma espécie da flora o processo é denominado de Fitorremediação.

De acordo com LAMEGO & VIDAL (2007), a fitorremediação (fito = planta e remediação = corrigir) pode ser definida como uma tecnologia que utiliza as plantas, e seus associados (microbiota), para tratar ambientes poluídos, tanto no solo quanto na água. Essas propriedades da planta podem dar-se por degradação, extração, contenção ou imobilização do poluente. Este procedimento possui as seguintes vantagens, em

geral, ser de baixo custo, ser aplicado *in situ*, baixa degradação e desestabilização da área que será remediada.

Este estudo teve por objetivo analisar a eficiência da fitorremediação por macrófitas em um córrego, que recebe esgotos não tratados, como forma de reduzir o aporte de nutrientes para um rio urbano, para isso testou a hipótese de pesquisa que a fitorremediação é eficaz na retiradas de nutrientes em córregos de esgoto e pode ser usada como ferramenta de restauração em rios.

## MATERIAL E MÉTODOS

Esta técnica de fitorremediação foi aplicada em um córrego da rede pluvial, que possui características de esgoto, com cerca de 90 metros, que há mais de 10 anos recebe uma carga de efluente doméstico, identificada pelos órgãos competentes locais (SEINFRA-JP), proveniente de um residencial denominado de “Conjunto Nova República”, localizado na região sul do município de João Pessoa, Paraíba, Brasil.

Este córrego, corre a céu aberto, direto no solo, ao cruzar a propriedade de uma entidade religiosa, a Comunidade Doce Mãe de Deus, e tem a sua foz no Rio Cuiá, em João Pessoa, Paraíba, Brasil, integrando-se à sua bacia hidrográfica. A Bacia Hidrográfica do Rio Cuiá (BHRC), possui um grande adensamento populacional, uma parcela de mais de 122 mil habitantes. Ela é uma bacia urbana, na qual sua nascente e foz estão inseridos em meio urbano. Possui impactos ambientais, dentre os quais: supressão da vegetação nativa, impermeabilização do solo através da construção civil e pavimentação das vias (REIS, 2016).

No estado da Paraíba, o órgão competente para a classificação é a AESA que divulgou a classificação por meio de diretrizes de 1988, validadas pela ANA (BRASIL, 2007, p. 38, caderno de recursos hídricos 5). Neste, o Rio Cuiá, na área de pesquisa, está classificado como Classe 1. Rios de Classe 1, segundo a Resolução CONAMA 357/05 são aqueles que requerem um tratamento de água simples para uso para consumo e servem de locais para a conservação da biota aquática. Assim, neste estudo consideraram-se os limites dos

parâmetros de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005 para o córrego estudado.

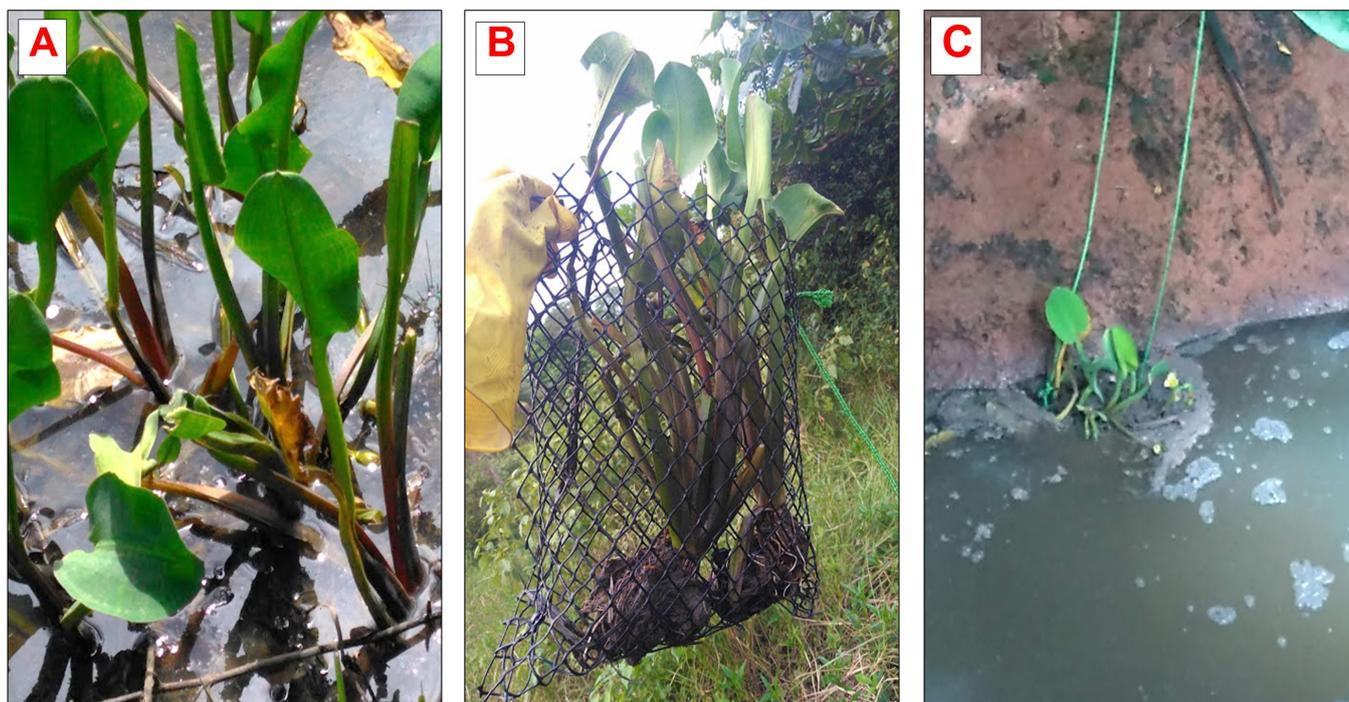
Para a aplicação do biotratamento foram produzidas estruturas denominadas de módulos, simples, com tela de plástico, formando “sacos” para depositar as macrófitas (2 indivíduos em cada módulo) (Figura 1). Estes foram fixados na vegetação local, através de cordas, em quatro pontos equidistantes (Figura 2). As macrófitas foram coletadas do leito do Rio Cuiá, próximo à ponte da PB-008, elas são da espécie *E. crassipes* que são mais eficientes que outras espécies na retenção de nutrientes (Mello, 2018). Dessa forma, não foi introduzido uma nova espécie no Rio Cuiá, evitando algum impacto ambiental.

Na figura 2 observa-se os pontos de coleta (início e final) e a localização de cada módulo contendo *E. crassipes*. O local de instalação do módulo foi escolhido buscando locais com maior exposição à luz solar, já que durante o percurso do córrego existe uma densa cobertura vegetal arbustiva e lenhosa. A exposição à luz auxilia favoravelmente as macrófitas nas funções de fitorremediação. Vale salientar que para confeccionar os quatro módulos foram gastos R\$10,00 (dez reais), isto favorece a aplicação desta técnica pelo seu baixo custo e fácil aplicação.

Para averiguar a eficiência do biotratamento foi coletada água na entrada e saída do córrego (Figura 02), as análises químicas foram realizadas no LABEA-UFPB (Laboratório de Ecologia Aquática), Controle é o período considerado antes da implantação do biotratamento e Fitorremediação com o biotratamento já implantado. As amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno de 500 ml, que foram identificadas, levadas em gelo e congeladas para análises posteriores no LABEA/UFPB. As coletas foram realizadas em período chuvoso, mas na ausência de chuva nos dias de coleta. No período de controle, coletado ANTES da implantação da fitorremediação, dias 18/06/2018 e 05/07/2019, como também no período do experimento de biotratamento nos dias 06 a 09/07/2019.

Analísaram-se os seguintes nutrientes, sendo todos analisados por método colorimétrico através do aparelho de Espectrofotômetro, SPECTRUMLAB 22PC: Fósforo total pelo método do Ácido Ascórbico, com digestão prévia, Ortofosfato pelo método Azul de Molibdênio, Nitrato e Nitrito pelo Método N-(1-naftil)-etilenodiamina. Amônia, pelo método do indofenol, todos descritos em APHA (2012)

Todas as amostras, foram previamente



**Figura 1.** (A) Foto da macrófitas *Eichornnia crassipes* no local da coleta no Rio Cuiá; (B) Foto da estrutura utilizada na Fitorremediação já com as macrófitas coletadas; (C) Foto da estrutura de fitorremediação já implantada no córrego poluído fixada por cordas. Fotos: Acervo da autora (2019). Fonte: Dados da pesquisa

filtradas a vácuo com microfiltro de fibra de vidro GF-C com o intuito de retirar material particulado das amostras coletadas.

As análises físicas (Temperatura, Condutividade) e químicas (pH, OD) foram feitas *in locu* através de uma sonda multiparâmetro da marca HORIBA nos mesmos pontos de coleta (Figura 02). As amostras de água foram coletadas em 3 réplicas em cada amostragem. As análises estatísticas usaram estas réplicas em todos os períodos amostrais.

Primeiro foi realizado a análise da normalidade dos dados, utilizando o teste Shapiro Wilk. Este indica se os dados são normais ou não normais em sua distribuição, ressaltando que os dados são dependentes para cada parâmetro. Para os dados Normais foi realizado o Test T pareado, já para os dados de distribuição não normal foi utilizado o teste Wilcoxon. Para a realização desses testes foi utilizado o software R. Considerou-se o nível de significância bicaudal de 5% ( $\alpha=0,05$ ). Os testes estatísticos visaram detectar se havia diferença significativa entre a água que entrava no trecho analisado antes e após a inserção do biotratamento. Os testes foram aplicados

independentemente no controle e no biotratamento, de forma a não ter interferência de diferença de qualidade de água nos dois períodos analisados.

Para estimar a capacidade de depuração do córrego, foi calculada a diferença entre a concentração dos nutrientes que entravam e saíam no trecho analisado, antes e após a fitorremediação, segundo a equação 1.

$$CD = CxE - CxS \quad \text{eq.1}$$

Em que:

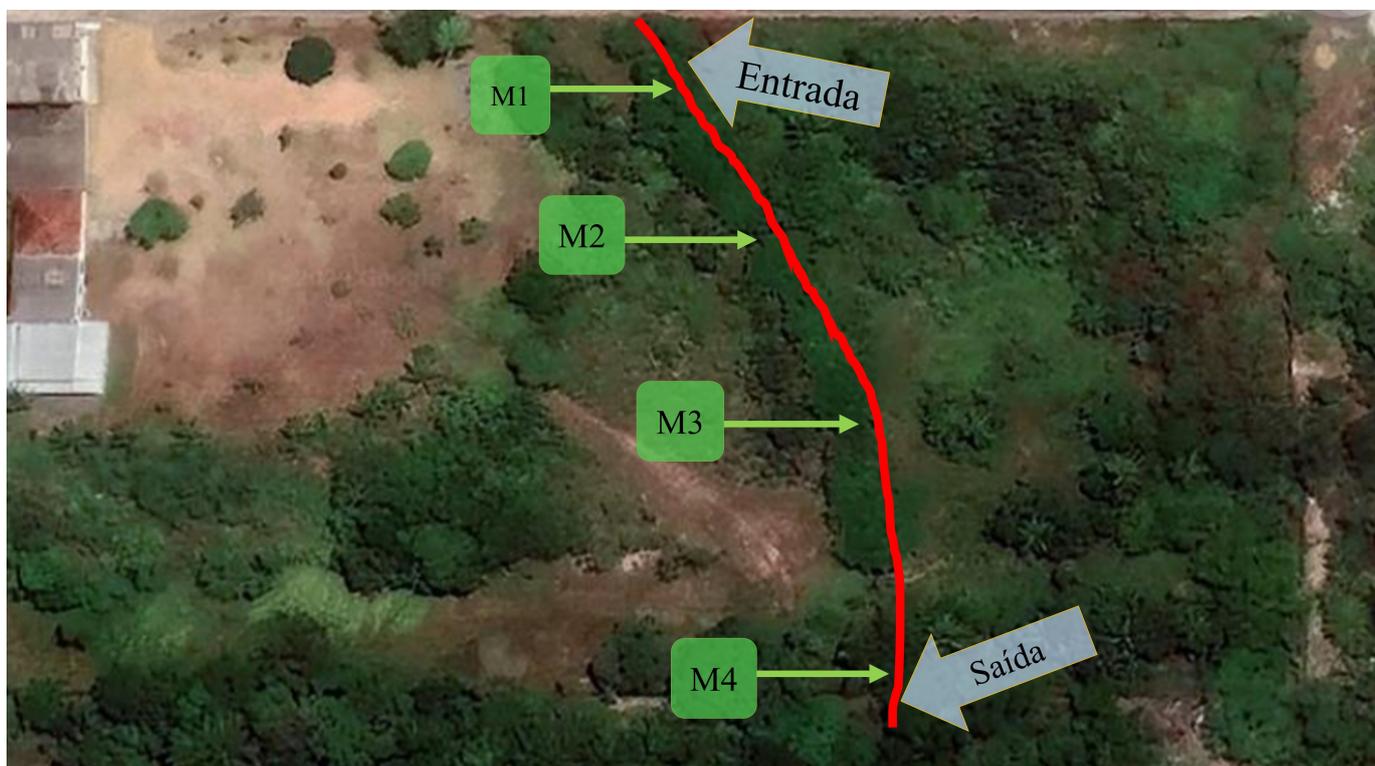
CD = Capacidade de depuração

CxE = Concentração do nutriente x na Entrada

CxS = Concentração do nutriente x na Saída

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Comparando a qualidade de água do riacho poluído com esgoto, antes (Controle) e após a instalação da Fitorremediação verificou-se que houve diferenças significativas nas concentrações de nutrientes e oxigênio, com melhores condições ambientais após a fitorremediação com a *E. crassipes*, apesar do baixo número de plantas



**Figura 2.** Visão do Córrego (linha vermelha) analisado com os seus pontos de coleta (setas azuis) e de fixação dos módulos de Fitorremediação (Setas Verdes). Fonte: Modificado de Google Maps (acesso em 05/01/2021).

utilizadas nesta pesquisa, apenas 8 indivíduos. Cada parâmetro é detalhado nos próximos tópicos.

## Amônia

A amônia é um dos referenciais para medir a qualidade de água, está presente na forma dissolvida e pode sofrer oxirredução transformando-se em nitrito e nitrato. Suas elevadas concentrações são características de esgotos domésticos e industriais, ou de áreas em que predomina a utilização de fertilizantes nitrogenados em atividades agrícolas, quando lançados indevidamente em corpos hídricos causa eutrofização (MILLER Jr., 2007).

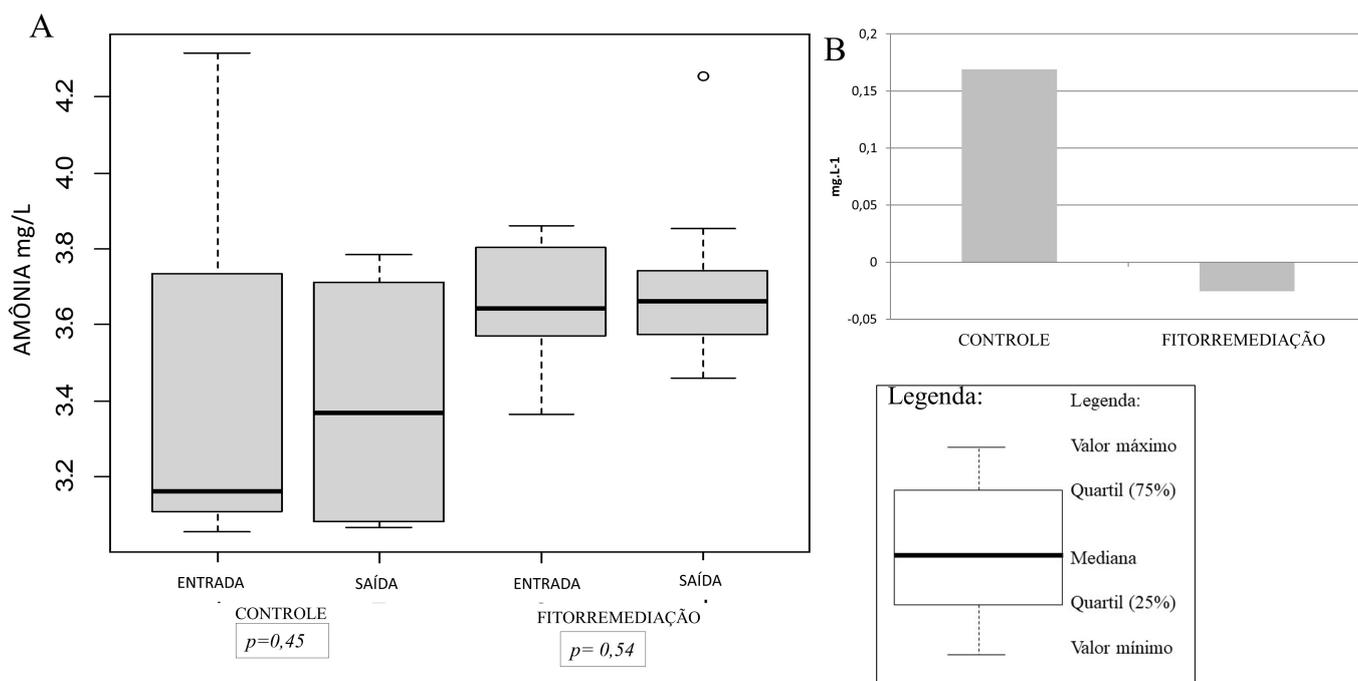
Ao tratar estatisticamente os resultados das réplicas Controle, que foram coletadas na Entrada e na Saída, com teste T verificou-se que as concentrações de amônia na entrada foram semelhantes às da saída (Figura 3). O teste T apresentou valor  $p=0,45$ , no período Controle (Figura 3 A), logo não se verificaram diferenças significativas. Com o biotratamento, os resultados foram semelhantes e sem diferença significativa também ( $p=0,54$ ) (Figura 3 A).

As concentrações de amônia que o córrego foi capaz de reduzir no seu percurso dentro da

Comunidade Doce Mãe de Deus, ou seja a sua capacidade de autodepuração, foram mais elevadas antes do biotratamento que após (Figura 3 B). Isso é devido à presença de picos mais elevados de amônia na entrada do córrego no período de análise de controle. Como o trecho em análise apresenta pequenos desnivelamentos que formam pequenas cachoeiras, permitindo aumento na oxigenação, isso permite a nitrificação, reduzindo os valores de amônia. SOUZA (2014), também verificou um aumento dos compostos nitrogenados em experimento realizado com *E. crassipes*. Segundo esta autora, a presença das plantas fornece material a ser decomposto, com a liberação de amônia..

## Nitrito

O nitrito antes do experimento (Controle) apresentou concentrações muito baixas, tanto na entrada como na saída do córrego e não se verificaram diferenças significativas a montante e jusante do córrego, o Teste T apresentou um valor de  $p = 0,79$ . Após a instalação do sistema de fitorremediação verifica-se uma diminuição nos valores medianos, no entanto, sem diferença significativa,  $p = 0,22$  (Figura 4. A ). A capacidade de autodepuração foi maior antes da inserção do



**Figura 3.** Concentrações de amônia no córrego poluído com esgoto, antes e após a instalação do biotratamento (A); Capacidade de depuração de amônia antes e após a fitorremediação com *Eichornnia crassipes* em um córrego urbano em mgL<sup>-1</sup> (B). Fonte: Dados da pesquisa

biotratamento (Figura 4 B).

HENRY-SILVA & CAMARGO (2008) obtiveram a remoção de 54,3% de N-nitrito por *E. crassipes* no tratamento de efluente de carcinicultura. Já SOUSA (2014), ao utilizar esta macrófita em experimento realizado com água da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), foi observado o aumento de 0,010 mg.L<sup>-1</sup> para 0,016 mg.L<sup>-1</sup>. Os autores explicaram este aumento devido à diminuição do oxigênio dissolvido devido à decomposição das folhas, reduzindo o processo de nitrificação, ao mesmo tempo em que liberou mais amônia para ser nitrificada.

### Nitrato

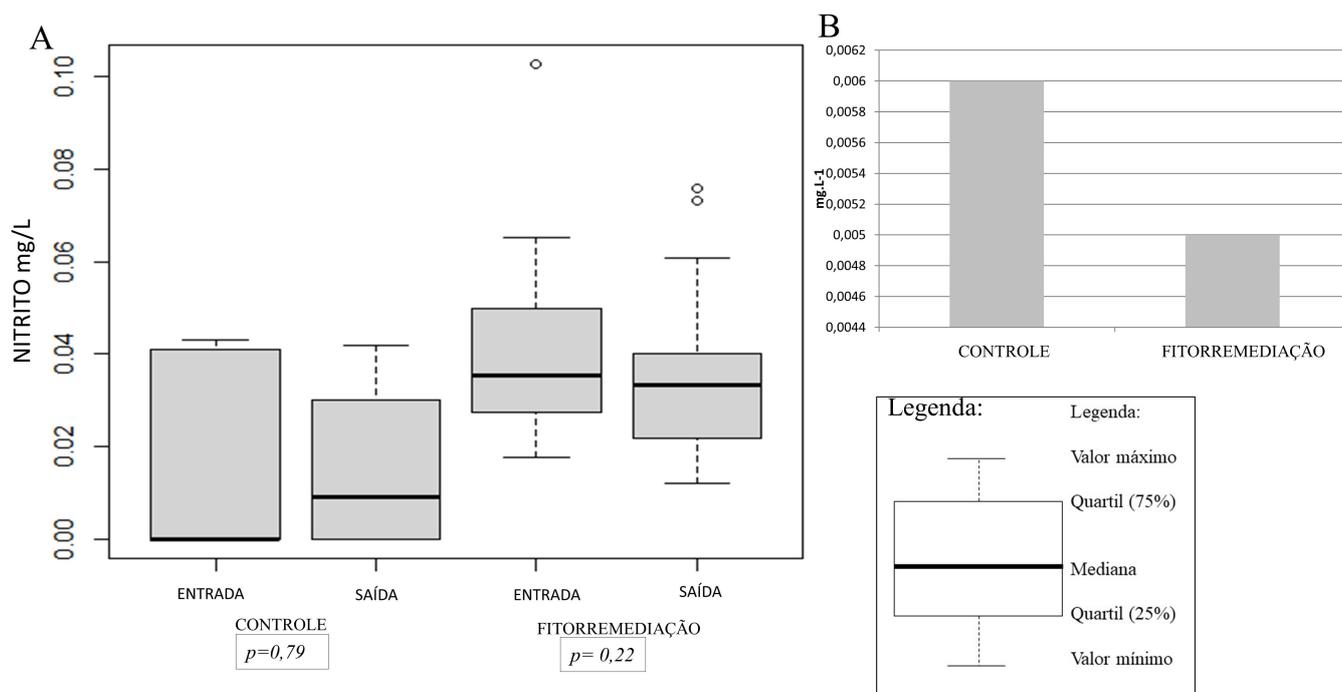
As concentrações de nitrato no período do Controle (Figura 05 A), apesar dos resultados terem sido ligeiramente menores na saída do córrego do que na entrada, não apresentaram diferença significativa, com  $p = 0,41$  o que demonstra que, neste trecho, a capacidade de depuração deste composto é ineficaz. No entanto, após o biotratamento as diferenças na entrada e saída foram significativas (Figura 05 B), com  $p=0,02$  revelando que a fitorremediação foi importante no aumento de capacidade de autodepuração do

sistema aquático (Figura 5 B). O aumento que se verificou nas concentrações de oxigênio, foram positivas nos processos de nitrificação no seu produto final, nitrato, embora não tenham sido o suficiente para reduzir as concentrações de amônia e nitrito.

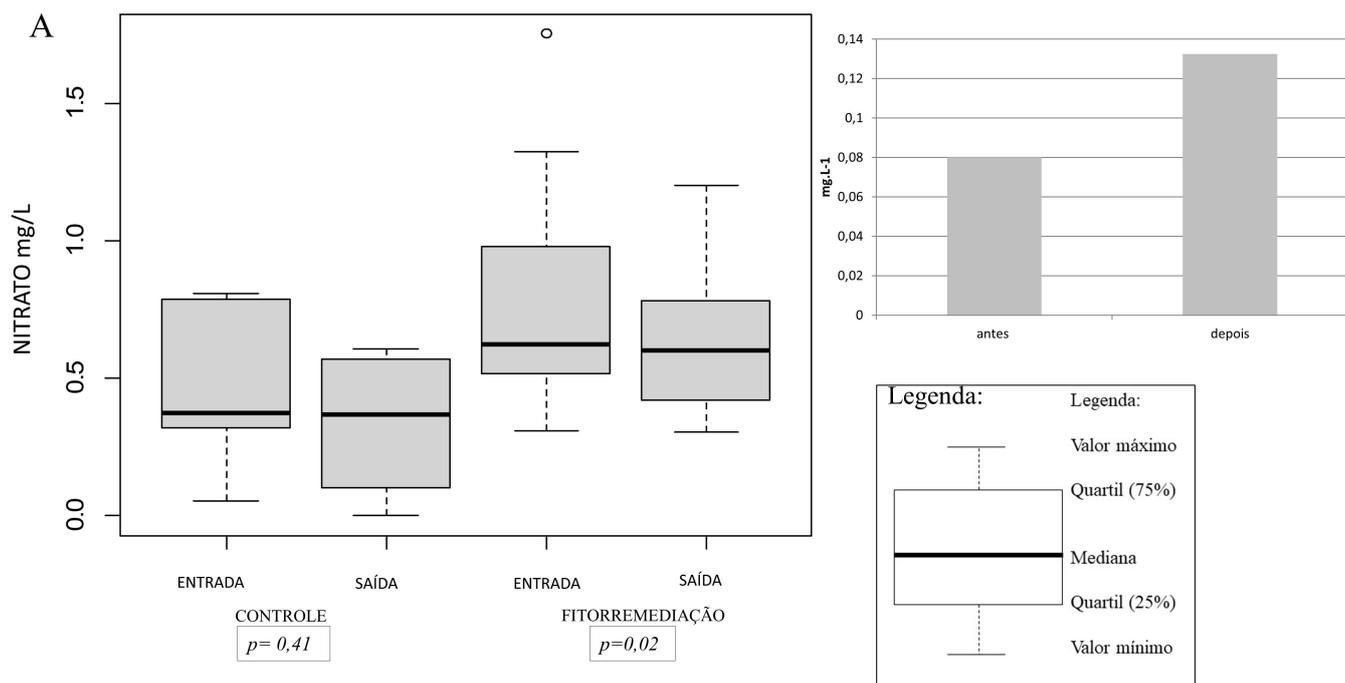
PETRUCIO & ESTEVES (2000), verificaram que *E. crassipes* foi eficiente na remoção de componentes nitrogenados e derivados de fósforo sendo 98,9% de redução de nitrato em baixas concentrações do nutriente e de 26,3% de redução em altas concentrações do nutriente. Conforme a Resolução CONAMA N° 357, de 2005, o valor permitido de Nitrato é de 10,0 mg.L<sup>-1</sup> em corpo hídrico de Classe 1, como o Rio Cuiá, dessa forma a entrada deste nutriente pelo aflente no rio está dentro dos parâmetros permitidos.

### Ortofosfato

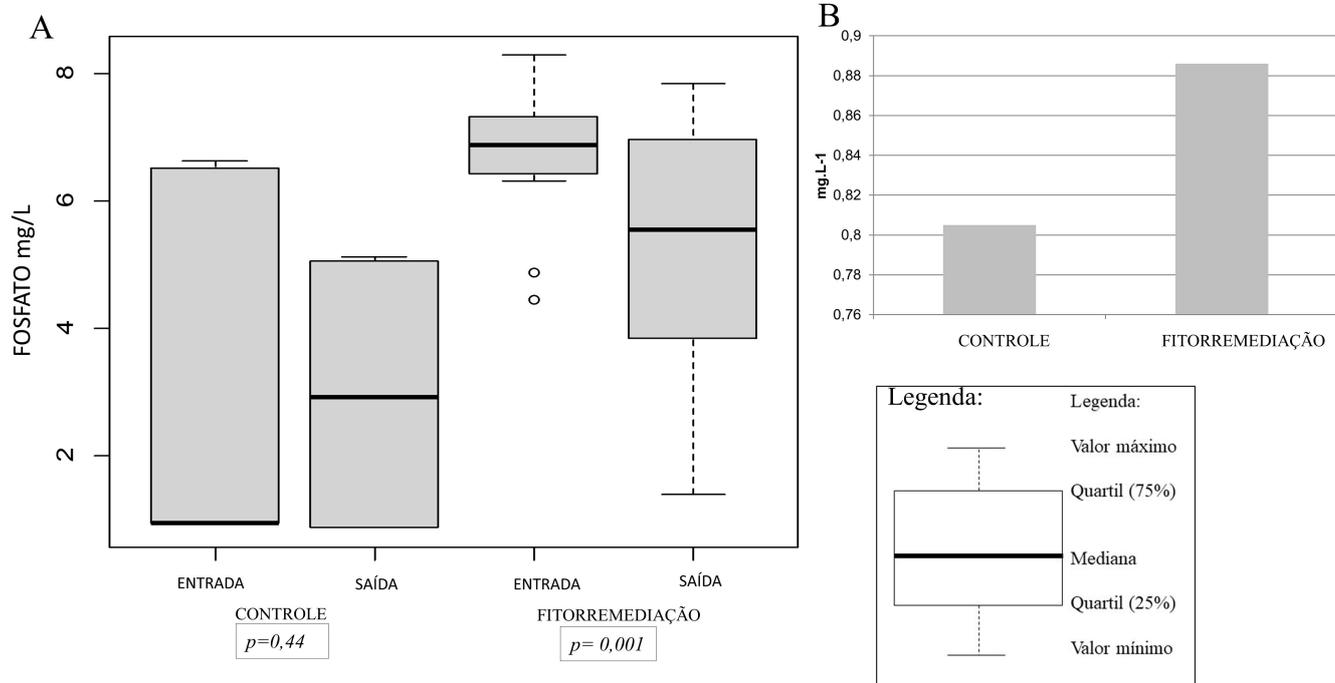
Antes do biotratamento (Controle), as diferenças de concentração de ortofosfato na entrada e na saída do córrego não apresentaram diferenças significativas (Figura 6 A), em que o valor de  $p=0,44$ , enquanto, durante a fitorremediação, obteve-se o valor de  $p=0,001$  demonstrando que há diferença significativa no



**Figura 4.** Concentrações de nitrito na entrada e saída do córrego antes e após a fitorremediação (A); Capacidade de depuração de nitrito pela fitorremediação com *Eichhornia crassipes* em um córrego urbano (B). Fonte: Dados da pesquisa.



**Figura 5.** Concentrações de nitrato na entrada e na saída do córrego, antes e após a fitorremediação instalada (A) Capacidade de depuração de nitrato pela fitorremediação com *Eichornnia crassipes* em período chuvoso, em um córrego urbano em mg.L<sup>-1</sup> (B). Fonte: Dados da pesquisa.



**Figura 6.** Concentrações de ortofosfato na entrada e na saída do córrego no período de antes e após a fitorremediação (A). Capacidade de depuração de ortofosfato pela fitorremediação com *Eichornnia crassipes*, em um córrego urbano (B). Fonte: Dados da pesquisa.

trecho com a presença da planta, demonstrando a capacidade de depuração aumentada, para esta variável, com a inserção da *E. crassipes* (Figura 6 A). Isso provocou o aumento da capacidade de autodepuração após a inserção da *E. crassipes* (Figura 6 B). As concentrações de ortofosfato na entrada foram mais elevadas com a fitorremediação, em virtude da presença de chuva alguns dias antes da amostragem. O fosfato é originado da decomposição de substâncias orgânicas e encontrado nos sabões. Muitas águas cinzas não são coletadas, e alcançam os corpos hídricos, principalmente no período chuvoso. Quanto mais chuva, maior a lixiviação e maior a entrada de nutrientes no córrego.

CRISPIM et al. (2009) ao realizarem o biotratamento com *E. crassipes* em água de açude não verificaram uma grande retirada de ortofosfato pela macrófita, no entanto, SOUSA (2014), em experimento realizado com água de ETE, observaram que esta espécie foi eficiente na retirada deste composto, obtendo a diminuição de 98,5% o que demonstra que a capacidade de absorção desta planta está diretamente relacionada com a concentração dos nutrientes na água, com maior eficiência, na presença de maiores concentrações (esgotos). Isso foi registrado nesta pesquisa, em um córrego com presença de esgoto, em que essa planta foi eficiente na remoção de ortofosfato de água, tendo conseguido diminuir em 14,5% as concentrações de ortofosfato. No entanto, em presença de maiores concentrações de nutrientes esta espécie é mais eficiente, como demonstrado também por MELLO (2018), em seu experimento realizado com água de ETE em João Pessoa, em que a eficiência de retirada de ortofosfato por esta espécie foi de 51,3%.

### Temperatura (°C)

A variação de temperatura no meio hídrico influencia nas interações biológicas e químicas. A diminuição da temperatura de um corpo hídrico pode prevenir a perda de oxigênio dissolvido (OD), pois são parâmetros inversamente proporcionais, auxilia nas interações ecológicas aquáticas e nas interações químicas (MANAHAN, 2013). Em meio

aquático com alta carga nutricional, como exemplo os efluentes residenciais, há um aumento da temperatura devido à intensa atividade microbiana. Certos efluentes industriais podem apresentar temperaturas elevadas, segundo a sua origem, necessitando, assim, de um processo de resfriamento antes de ser lançado em um corpo hídrico (DIAS, 2019).

Os dados da temperatura deste estudo revelaram maior estabilização da temperatura com a aplicação das macrófitas. No entanto, tanto no controle quanto na fitorremediação verificou-se diferenças significativas no trecho entre a entrada e saída do córrego, com a diminuição da temperatura na saída (Figura 7 A). O fato de ter a presença de vegetação com sombreamento neste trecho pode favorecer a diminuição da temperatura. Observa-se que a capacidade de depuração do córrego estudado, para o parâmetro temperatura, foi maior com a presença das macrófitas *E. crassipes* (Figura 7 B) promovendo uma maior capacidade de resfriamento do corpo hídrico.

Apesar de poucas macrófitas não parecerem afetar a temperatura da água, pode-se verificar que apesar de na entrada as temperaturas terem sido mais heterogêneas e mais elevadas, no final do córrego, esses valores foram menos elevados e mais homogêneos, apenas no período da fitorremediação. O fato de ter as plantas com as suas raízes na água, pode favorecer a retenção de partículas, que presentes na água, absorvem a luz, transformando em calor, contribuindo com o aumento da temperatura (LAMPERT & SOMMER, 2007).

### pH

Através da análise dos dados coletados no córrego estudado, no tocante ao parâmetro potencial Hidrogeniônico (pH), verificou-se que houve diferença nos valores de Entrada e Saída do córrego com a presença da macrófitas, não sendo diferenças significativas antes e passando a ser depois (Figura 8). Em ambas as situações (Controle e Fitorremediação) se verificou o aumento dos valores de pH e uma maior estabilidade no final do córrego. No entanto, esses valores foram diferentes significativamente apenas no sistema com o

biotratamento.

A presença das plantas pode ter favorecido a presença de substrato que propicia a adesão de biofilme (PRATA et al., 2013), que é composto também por algas que realizam a fotossíntese. Com isso há absorção de CO<sub>2</sub> da água, pela fotossíntese, o que favorece a elevação do pH (CAVALCANTE & SÁ, 2010). Na presença das plantas o pH apresentou-se mais elevado.

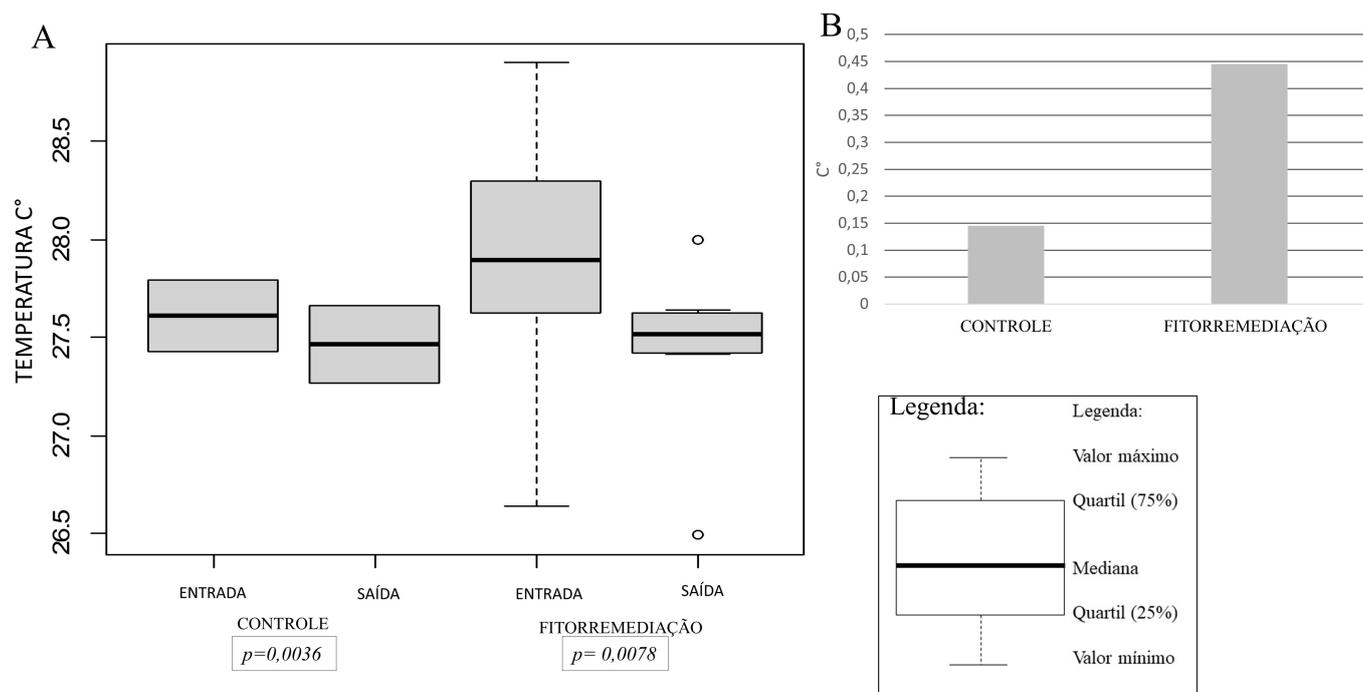
SOUSA (2014), em sua pesquisa de fitorremediação com a macrófita *E. crassipes*, o parâmetro pH foi um dos três parâmetros que apresentaram diferenças significativas, comparando com o controle. No entanto, o pH na presença das macrófitas, no experimento citado, diminuiu para cerca de 4,5, enquanto, nesta pesquisa, ficou mais elevado. O fato de não ter toda a superfície coberta por plantas, sombreando a água e permitindo outras interações entre fatores bióticos e abióticos, pode ter permitido que o pH não se tornasse ácido. Além disso, no experimento acima citado, as plantas apresentaram decomposição, o que contribuiu também para a diminuição dos valores de pH. Esse comportamento foi descrito por ESTEVES (1998), quando afirmou que no processo de fotossíntese, através da assimilação do CO<sub>2</sub>, efetuado pela interação das comunidades aquáticas, como as

microalgas, pode aumentar o pH do meio. Contudo, o mesmo autor afirmou que os processos de oxidação biológica, como a nitrificação podem gerar íons de hidrogênio e diminuir o pH do meio, assim como o processo de decomposição. Nesta pesquisa os valores de pH foram perto do valor neutro, variando de cerca de 6,7 a 7,7, tendo os seus valores ligeiramente mais elevados na fitorremediação.

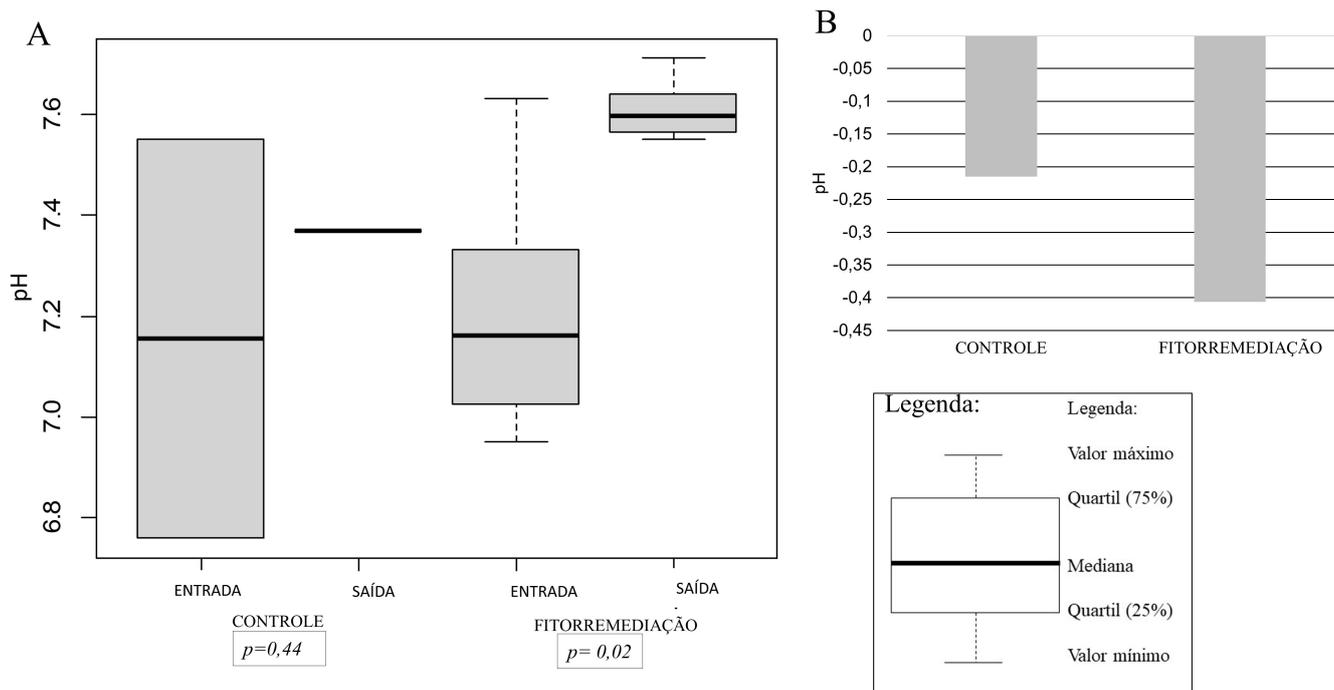
Ao observar a Figura 8 B, representando a capacidade de auto depuração do córrego estudado no tocante ao parâmetro pH, verificou-se que os resultados foram negativos tanto no Controle como na Fitorremediação demonstrando que houve aumento nesta variável durante o percurso do córrego. Porém, durante a fitorremediação, este aumento foi maior, o que revela que no meio aquático a macrófita atuou recebendo íons de H<sup>+</sup> (diretamente ou via biofilme) direcionando o pH para a basicidade (MANAHAN, 2013), ou através da absorção de moléculas de CO<sub>2</sub>.

### Oxigênio Dissolvido (OD)

As concentrações de oxigênio dissolvido na entrada foram diferentes nos dois períodos analisados, sendo mais elevadas no período



**Figura 7.** Valores de Temperatura na entrada e na saída do córrego, antes e após a fitorremediação (A). Alterações na temperatura pela fitorremediação com *Eichornnia crassipes* em período chuvoso, em um córrego urbano, em C° (B). Fonte: Dados da pesquisa.



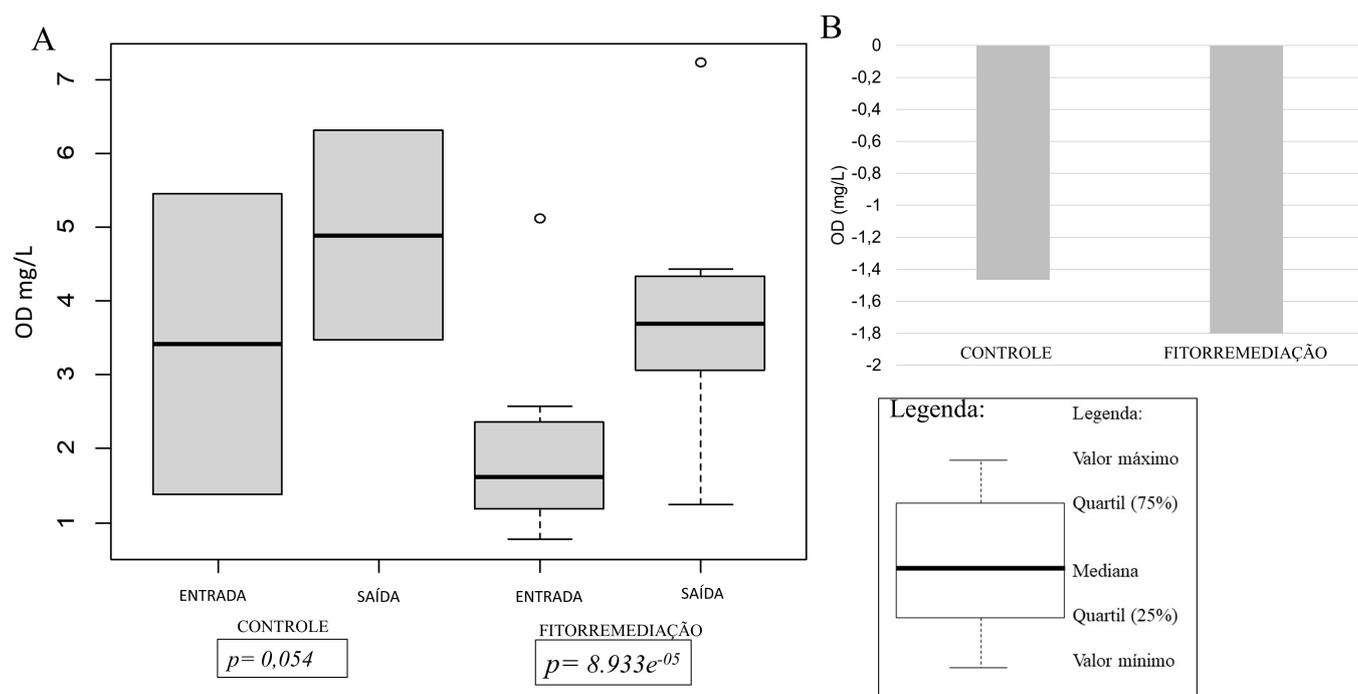
**Figura 8.** Valores de pH na entrada e na saída do córrego, antes e após a fitorremediação (A). Capacidade de alteração de pH pela fitorremediação com *Eichhornia crassipes* em período chuvoso, em um córrego urbano (B). Fonte: Dados da pesquisa.

controle. No entanto, apesar de concentrações menos elevadas no período do biotratamento, o sistema de fitorremediação foi capaz de aumentar mais as concentrações deste gás no final do córrego. As concentrações deste gás apresentaram diferenças significativas antes e após a aplicação da fitorremediação, mas os valores de  $p$  foram muito menos elevados no período de fitorremediação (Figura 09 A), demonstrando que houve um aumento das concentrações deste gás com o processo de biotratamento. A presença de pequenos desníveis no solo do córrego, como a presença de pedras, que formam pequenas quedas de água, proporcionando uma aeração mecânica, deve favorecer esta variável. Provavelmente, o maior contribuidor para o aumento das concentrações de oxigênio não tenha sido propriamente a planta, visto que é uma espécie flutuante, suas folhas estão em contato com o ar e não a água, liberando o oxigênio no ar. SOUSA (2014) afirmou que apesar do sistema radicular da *E. crassipes* liberar algum oxigênio na água, a maior contribuição é o biofilme fixado nas raízes da macrófita, este possui uma comunidade de microrganismos, como as microalgas, que consomem os nutrientes e liberam oxigênio na coluna de água.

Ao observar as concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 9 A), verificam-se as amplitudes dos valores e que no período de Controle as concentrações de OD estão fora do permitido para a classe 1 do Rio Cuiá, contudo no período da Fitorremediação, há valores dentro do permitido, mas sua mediana está abaixo de  $6\text{mg.L}^{-1}$  (Figura 09 B). Pela Resolução CONAMA 357/2005 as concentrações permitidas de OD não devem ser inferiores a  $6\text{mg.L}^{-1}$  em um corpo hídrico Classe 1, por isso com a fitorremediação o córrego está, em parte, dentro do permitido pela legislação. Necessitaria de uma ação maior para se adequar ao ideal, uma solução seria dobrar o número de módulos com macrófitas, ou inserir também substratos para aumentar a adesão por biofilme, que com a presença das microalgas aumenta a oxigenação na água (SOUSA, 2015).

### Condutividade

A condutividade elétrica é uma variável que reflete a quantidade de sais minerais presentes no ambiente, quanto mais poluentes, maior a quantidade de sais, logo mais elevada a condutividade elétrica. O esgoto é rico em sais



**Figura 9.** Concentrações de Oxigênio Dissolvido na entrada e na saída do córrego, antes e depois da fitorremediação (A). Capacidade de depuração do Oxigênio Dissolvido (OD) pela fitorremediação com *Eichornnia crassipes* em período chuvoso, em um córrego urbano, em mg.L<sup>-1</sup> (B). Fonte: Dados da pesquisa.

minerais liberados pela decomposição, logo espera-se que águas contaminadas com efluente doméstico, submetidos à fitorremediação, apresentem diminuição nestes sais minerais, portanto diminuição da condutividade.

Antes da aplicação de macrófitas no córrego estudado não se verificaram diferenças significativas entre os valores de condutividade elétrica na entrada e saída do córrego ( $p=0,46$ ) (Figura 10 A), no entanto, no período da Fitorremediação a diferença a montante e jusante do biotratamento passou a ser significativa com  $p=0,04$ , demonstrando que há ação fitorremediadora da macrófita, com a redução da condutividade elétrica (Figura 10 B). No experimento de SOUSA (2014), a condutividade elétrica também apresentou diferenças significativas entre o tratamento com *E. crassipes* (houve diminuição de 0,881 mS.cm<sup>-1</sup> para 0,162 mS.cm<sup>-1</sup> após 40 dias) e o Controle. Na Figura 10 B, observa-se a capacidade de depuração da condutividade neste experimento. Com a presença da macrófita houve o dobro da depuração da condutividade elétrica em relação ao período de controle, promovendo retirada dos sais minerais da água e favorecendo a qualidade hídrica.

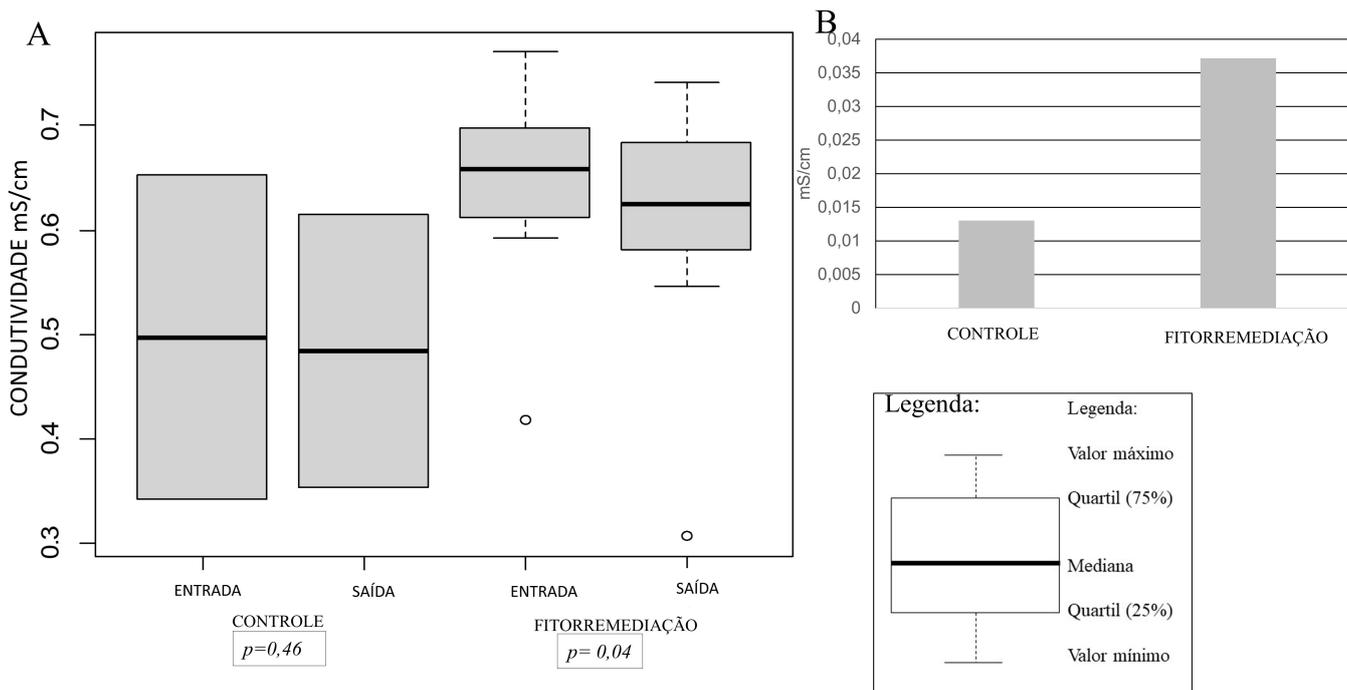
Com a fitorremediação com *E. crassipes*

reduziu-se a entrada no Rio Cuiá de 81 mg.m<sup>-3</sup> de fosfato e de 52 mg.m<sup>-3</sup> de nitrato, nutrientes indutores de eutrofização, ao mesmo tempo em que aumentaram os valores medianos de oxigênio dissolvido de 3,5 mg.L<sup>-1</sup> para cerca de 5 mg.L<sup>-1</sup>. Se todos os riachos, cerca de 10 afluentes, que compõem a Bacia do Rio Cuiá fizessem o mesmo tipo de tratamento, este rio poderia ser restaurado apenas com a fitorremediação nos córregos, visto que deixaria de receber cerca de 810mg.m<sup>-3</sup> de fosfato e 520 mg.m<sup>-3</sup> de nitrato, multiplicando o valor encontrado neste experimento pelos 10 afluentes que possuem semelhantes condições de poluição.

## CONCLUSÕES

A utilização de Macrófitas, neste estudo a *E. crassipes*, para biotratamento em córregos é viável e eficiente em ambientes lóticos como córregos urbanos poluídos. A fitorremediação em afluentes possibilita a melhoria da qualidade ambiental ao ser aplicado nos pontos de lançamento de efluentes, reduzindo a carga orgânica que alcança o rio principal.

Apesar de ser um ambiente aquático lótico, apenas com quatro pontos de fitorremediação,



**Figura 10.** Valores da Condutividade na entrada e na saída do córrego, antes e após a fitorremediação (A). Capacidade de depuração da Condutividade pela fitorremediação com *Eichornia crassipes* em período chuvoso, em um córrego urbano, em mS.cm<sup>-1</sup> (B). Fonte: Dados da pesquisa.

vários parâmetros reduziram significativamente as suas concentrações melhorando a qualidade da água como nitrato, ortofosfato e condutividade. O oxigênio dissolvido (OD) aumentou ainda mais as concentrações após a fitorremediação, no entanto, não foi o bastante para adequar essas concentrações para o valor determinado pela Resolução CONAMA 357/2005, o ideal seria colocar um maior número de indivíduos de *E. crassipes* no córrego estudado.

Inferese-se que se todos os córregos que trazem esgoto até os rios urbanos fossem tratados com fitorremediação com *E. crassipes*, a entrada de nutrientes nestes corpos hídricos maiores seria altamente reduzida, levando à restauração destes ambientes, visto que a maior fonte de contaminação são os esgotos.

Com a fitorremediação com *E. crassipes* reduziu-se a entrada no Rio Cuiá de 81 mg.m<sup>-3</sup> de fosfato e de 52 mg.m<sup>-3</sup> de nitrato, nutrientes indutores de eutrofização, ao mesmo tempo em que aumentaram os valores medianos de oxigênio dissolvido de 3,5 mg.L<sup>-1</sup> para cerca de 5 mg.L<sup>-1</sup>. Se todos os riachos que compõem a Bacia do Rio Cuiá fizessem o mesmo tipo de tratamento, este rio poderia ser restaurado apenas com a

fitorremediação nos córregos, visto que este rio deixaria de receber cerca de 810mg.m<sup>3</sup> de fosfato e 520 mg.m<sup>3</sup> de nitrato.

## AGRADECIMENTOS

Ao PRODEMA/UFPB e todos os Professores, principalmente Dra. Cristina Crispim, Ao LABEA/UFPB, pelo apoio logístico e nas análises, ao CNPq pelo apoio, com uma bolsa de mestrado e à Comunidade Doce Mãe de Deus por acolher esta pesquisa.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22<sup>a</sup> ed. 1360 p., Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF.
- BARSANO, P. R.; BARBOSA, R. P. & VIANA, V. J. 2014. *Poluição ambiental e saúde pública*. Editora Érica,. 128 p. São Paulo, SP, Brasil.
- BRASIL. 2005. *Resolução N° 357, de 17 de março*

- de 2005. **53**:58-63. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>.
- BRASIL. 2007. *Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007*. Casa Civil, Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/todos-os-documentos-do-portal/documentos-sre/alocacao-de-agua/oficina-escassez-hidrica/legislacao-sobre-escassez-hidrica/uniao/lei-no-11-445-2007-saneamento-basico/view>.
- BRASIL, 2017. *Agência Nacional de Águas. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. 88 p. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>.
- BRASIL. 2009. AGENDA PÚBLICA – AGÊNCIA DE ANÁLISE E COOPERAÇÃO EM POLÍTICAS PÚBLICAS (Org.). *Guia para a Municipalização dos Objetivos do Milênio: Referências para a adaptação de indicadores e metas à realidade local*. 50 p. Fuego Comunicação Criativa. São Paulo, SP, Brasil. Disponível em: <http://www.odmbrasil.gov.br/arquivos/guia-de-municipalizacao>.
- BRASIL. 2018. *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: Informe Anual*. Agência Nacional das Águas (ANA). 72p. Brasília, DF, Brasil. <http://arquivos.ana.gov.br/portal/publicacao/Conjuntura2018.pdf>
- CAVALCANTE, D.H. & SÁ, M.V.C. 2010. Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo da tilápia do Nilo. *Revista Ciência Agrônômica*. **41** (1): 67-72.
- CHAPIN III, F. S.; KOFINAS, G. P. & FOLKE, C. (Ed.). 2009. *Principles of Ecosystem Stewardship: Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*. 409 p. Editora Springer Science Business Media, lcc, New York, EUA. <http://www.springer.com/cn/book/9780387730325>.
- CRISPIM, M. C.; VIEIRA, A.C.B., COELHO, S.F.M. & MEDEIROS, AMA. 2009. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **21**(4):387-391.
- DIAS, R. 2019. *Gestão Ambiental: Responsabilidade Social e Sustentabilidade*. 3ª ed. 248p., Editora Atlas, São Paulo, SP, Brasil. <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788597011159/>
- ESTEVEVES, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª ed. 606 p., Editora Interciência. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. 2008. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *Revista Brasileira de Zootecnia*. **37** (2): 181-188. <https://www.rbz.org.br/article/treatment-of-shrimp-effluents-by-free-floating-aquatic-macrophytes/>.
- LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. 2007. FITORREMEDIAÇÃO: PLANTAS COMO AGENTES DE DESPOLUIÇÃO? *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, **17**, (1): 09-18. <https://revistas.ufpr.br/pesticidas/article/view/10662>.
- LAMPERT, W. & SOMMEER, U. 2007. *Limnoecology*. 2ª ed. Oxford University Press. Oxford. 335p.
- MANAHAM, S. E. 2013. *Química Ambiental*. 9ª ed. 912 p., Editora Bookman. Tradução Felix Nonenmacher. Porto Alegre, RS, Brasil.
- MELLO, S. C. 2018. *Uso de macrófitas aquáticas fitorremediadoras como incremento ao tratamento de esgoto e o potencial de sua biomassa na produção de biogás*. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, Brasil. 111p.
- MILLER JR, G.T. 2007 *Ciência Ambiental*. 1ª ed. 592p., Editora Cengage, São Paulo, SP, Brasil.
- PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. 2000. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Revista Brasileira de Biologia*. **60** (2): 229-236. <http://dx.doi.org/10.1590/s0034-71082000000200006>
- PRATA, R.C.C.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; PAOLA A. V. LO MONACO, P.A.V.L.; PIMENTA, L.A. 2013. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. *Eng. Agríc.* **33** (6):1144-1155
- REIS, A. L. Q. 2016. *Índice de sustentabilidade em uma bacia ambiental: uma abordagem para a gestão e planejamento da conservação e preservação dos rios urbanos de João Pessoa (PB)*. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB,

Brasil. 260 p

SILVA, J. S.; SANTOS, S. da S. & GOMES, F. G. G. 2014. A biotecnologia como estratégias de reversão de áreas contaminadas por resíduos sólidos. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET*. **18**, (4): 1361-1370, <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/view/14943>

SOUSA, C. E. 2014. *Avaliação de sistemas biorremediadores em efluentes da lagoa facultativa da estação de tratamentos de esgotos em Mangabeira, João Pessoa/PB*. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, Brasil. 73p.

SÁNCHEZ, L. E. 2013. *Avaliação de impactos ambiental: conceitos e métodos*. 2<sup>a</sup> ed. 584 p., Editora Oficina de Textos. São Paulo, SP, Brasil.