



Universidade Federal da Paraíba

Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente

Área de Concentração: Tecnologias ambientais para o desenvolvimento sustentável

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS BIORREMEDIADORES EM EFLUENTES DA
LAGOA FACULTATIVA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTOS DE ESGOTOS EM
MANGABEIRA, JOÃO PESSOA/PB**

Cyntya Eustáquio de Sousa

Prof^a. Dr^a. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva

João Pessoa/PB

2015

CYNTYA EUSTÁQUIO DE SOUSA

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS BIORREMEDIADORES EM EFLUENTES DA
LAGOA FACULTATIVA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTOS DE ESGOTOS EM
MANGABEIRA, JOÃO PESSOA/PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título em Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Prof^ª. Dr^ª. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva

João Pessoa/PB

2015

S725a Sousa, Cyntya Eustáquio de.

Avaliação de sistemas biorremediadores em efluentes da lagoa facultativa da estação de tratamento de esgotos em Mangabeira, João Pessoa-PB / Cyntya Eustáquio de Sousa.- João Pessoa, 2015.

75f. : il.

Orientadora: Maria Cristina Basílio Crispim da Silva

Dissertação (Mestrado) - UFPB/PRODEMA

1. Meio ambiente - desenvolvimento. 2. Biofilme.
3. Macrófita. 4. Biorremediação. 5. Tratamento de esgoto.
6. Saneamento básico.

UFPB/BC

CDU: 504 (043)

CYNTYA EUSTÁQUIO DE SOUSA

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS BIORREMEDIADORES EM EFLUENTES DA
LAGOA FACULTATIVA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTOS DE ESGOTOS EM
MANGABEIRA, JOÃO PESSOA/PB**

BANCA EXAMINADORA



Dr^a. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva - UFPB
(Orientadora)



Dr^a. Cristine Hirsch Monteiro - UFPB
(Examinadora interna)

Dr. Gilberto Rodrigues Gonçalves - UFPE
(Examinador externo)

*Dedico aos meus pais queridos:
José Eustáquio e Maria das Neves Bezerra.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ser uma força espiritual intensa na minha vida, a qual transmite sempre boas energias e paz interior, e me encaminha para seguir os melhores caminhos e tomar as decisões mais sábias.

Aos meus pais, Maria das Neves e José Eustáquio, por ser meu bem maior, pelo imenso amor, e confiança que sempre depositaram no meu caráter e no meu potencial profissional.

Aos meus amados e queridos irmãos: Nildo, Nia, Mery, Ruth e Marylia, pelo amor incondicional que nos une fortemente, pelo carinho, e pela força que sempre me deram para seguir nessa jornada acadêmica e na vida pessoal. E a todos os outros da minha família pelo apoio e momentos felizes que compartilhamos juntos, em especial aos meus sobrinhos (as) e cunhados (as).

À minha orientadora-mãe-amiga, Cristina Crispim, que é simplesmente anjo de Deus, um exemplo de vida e de profissional para minha vida, e que apesar de sempre estar comprometida com milhões de tarefas estava disposta a me ajudar e passar seus conhecimentos, além de contribuir fielmente em toda etapa do experimento, acompanhando e literalmente pegando no trabalho pesado mesmo... Jamais encontrarei palavras para descrever o quanto sou agradecida por ter você, Cris, na minha vida, sou imensamente grata por tudo!

Ao Daniel, filho da orientadora Cristina, que contribuiu na parte pesada da montagem do experimento na Cagepa.

À Cagepa, por disponibilizar a área para o desenvolvimento deste trabalho, principalmente a Michele, Química responsável pela ETE, por ter sido atenciosa no decorrer do experimento.

À minha banca de qualificação, as professoras, Cristine Hirsh e a Ilda Toscano, pelas valiosas contribuições que foram de grande importância para o desenvolvimento final deste trabalho.

Ao secretário do Prodema, Saulo, pelos cafezinhos, por todo o carinho e por ser sempre prestativo e atencioso para resolver todos os meus problemas burocráticos.

À minha turma de mestrado, por todas as discussões em sala e aprendizados compartilhados, e em especial, às amigas Deinne Airles, Jhazaira Perez e Jeandelyne Sampaio, o famoso quarteto fantástico.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Aquática (LABEA): à técnica Êmille, que realizou comigo todas as análises físico-químicas; às amigas Flávia e Jhazaira, por ajudar na difícil tarefa de identificação de fitoplâncton e lógico também pela maravilhosa e verdadeira amizade; ao amigo Lázaro, companheiro de almoço no restaurante universitário, pelo carinho e amizade; e por fim, à bióloga Jane Torelli, por suas contribuições nos projetos que desenvolvi no laboratório.

A Cassio Rachid, pelas contribuições na parte estatística e por instruir-me na escolha dos testes utilizados nos meus resultados.

Aos meus eternos amigos da Biologia, Derek Asp, Elói Matias, Patrícia Sassi, Rachel Ramalho e Vinicius de Moraes, pela amizade e pelos momentos intensos que vivemos juntos. E, às amigas do IFPB, Jaciele Maria, Nenila Nidyane e Geh Bias, pela amizade verdadeira e apoio no desenvolvimento deste trabalho.

À CAPES, pelo financiamento de minha bolsa.

Por fim, aos que não mencionei, mas que de forma direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

*“Se você quiser alguém em quem confiar
Confie em si mesmo
Quem acredita sempre alcança”.*

Renato Russo

RESUMO

Um dos serviços de saneamento básico menos eficiente, na maioria das cidades do nordeste brasileiro tem sido o esgotamento sanitário, com pouquíssima rede coletora e a ineficiência dos sistemas de tratamento de esgotos, condição que tem contribuído para um grave problema ambiental, a eutrofização dos corpos hídricos receptores. O tratamento dos esgotos ocorre geralmente em lagoas de estabilização. Entretanto, muitas vezes o tratamento não atende o padrão estabelecido pela legislação. Macrófitas e biofilme têm sido considerados eficientes biorremediadores na remoção de nutrientes em ambientes eutrofizados. Assim, o objetivo deste trabalho foi testar o uso desses dois sistemas biorremediadores em efluentes da lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) no bairro Mangabeira, em João Pessoa-PB, para verificar a eficiência no melhoramento da qualidade desse tratamento, garantindo efluentes de melhor qualidade. Realizou-se um experimento em mesocosmos, sendo três tratamentos (controle, biofilme e macrófitas) com três réplicas cada, durante 40 dias. Foram coletadas amostragens no início do experimento, no 20º dia e no 40º dia para verificar os parâmetros físicos e químicos, e a comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica, como indicadores da qualidade da água. Os resultados mostraram pouca variação nos parâmetros físicos e químicos entre os diferentes tratamentos, obtendo diferenças significativas na variante pH, nas seguintes comparações de tratamentos: controle/macrófita e biofilme/macrófita, visto que, o pH permaneceu ácido no tratamento com macrófita enquanto que nos outros dois (controle e biofilme), o pH passou a ser básico. Além disso, foi verificada uma transparência total no tratamento com biofilme e uma diminuição nos níveis de nitrito, demonstrando maior eficiência deste sistema biorremediador nestas variantes. O tratamento com macrófita foi mais eficiente na retirada de fósforo e sais minerais, obtendo os menores índices de ortofosfato e condutividade elétrica. A contribuição de classes do fitoplâncton entre o tratamento controle e os biorremediadores foi distinta, sendo observada mais Cyanophyceae no controle e mais Chlorophyceae nos tratamentos biofilme e macrófita. A comunidade de zooplâncton presente obteve uma importante inversão de riqueza de espécies nos três tratamentos, inicialmente continha uma maior densidade de rotíferos (indicador de ambientes eutrofizados), e posteriormente passou a apresentar uma maior densidade de cladóceros, caracterizando assim, a melhora na qualidade do efluente. A partir desses resultados, foi possível comprovar que os sistemas biorremediadores podem ser utilizados em ETE, verificando-se neste estudo, que os dois sistemas biológicos de recuperação ambiental complementam-se, as macrófitas sendo mais eficientes na retirada de nutrientes (com exceção do nitrito) e o biofilme sendo mais eficiente na redução de nitrito e de cianobactérias e no aumento da transparência. Porém estudos complementares precisam ser realizados para estimar a quantidade de área de biofilme e de biomassa de macrófita necessários para uso de biorremediação *in loco* nas lagoas de estabilização.

Palavras-chave: biofilme, biorremediação, macrófita, saneamento básico e tratamento de esgoto.

ABSTRACT

One of the least efficient basic sanitation services in most cities in the Northeast of Brazil has been the sewage system, with little collection network and the inefficiency of sewage treatment systems, a condition that has contributed to a serious environmental problem, the eutrophication of the bodies water receptors. The sewage treatment usually occurs in stabilization ponds. However, treatment often does not meet the standard set by legislation. Macrophytes and biofilm have been considered efficient bioremediation in the removal of nutrients in eutrophic environments. Thus, the objective of this work was to test the use of these two bioremediation systems in effluents from the facultative pond of the Sewage Treatment Station (WWTP) in Mangabeira, João Pessoa-PB, to check the efficiency in the improvement of the quality of this treatment, guaranteeing effluents of better quality. An experiment was carried out in mesocosmos, three treatments (control, biofilm and macrophytes) with three replicates each, during 40 days. Samples were evaluated at the beginning of the experiment, on the 20th day and on the 40th day to check the physical and chemical parameters, and the phytoplankton and zooplankton community as indicators of water quality. The results showed little variation in the physical and chemical parameters between the different treatments, obtaining significant differences in the pH variant, in the following comparisons of treatments: control/macrophyte and biofilm/macrophyte, since the pH remained acidic in the treatment with macrophytes while in the other two (control and biofilm), the pH became basic. In addition, total transparency was verified in biofilm treatment and a decrease in nitrite levels, demonstrating greater efficiency of this bioremediation system in these variants. The treatment with macrophytes was more efficient in the removal of phosphorus and mineral salts, obtaining the lowest orthophosphate index and electrical conductivity. The contribution of phytoplankton classes between the control treatment and the bioremediators was distinct, with more Cyanophyceae in the control and more Chlorophyceae in the biofilm and macrophyte treatments. The zooplankton community present showed a significant inversion of species richness in the three treatments, initially contained a higher density of rotifers (indicator of eutrophic environments), and later presented a higher density of cladocerans, characterizing, therefore, the improvement in the quality of the effluent. From these results, it was possible to prove that the bioremediation systems can be used in WWTP. In this study, it was verified that the two biological systems of environmental recovery complement each other, the macrophytes being more efficient in the removal of nutrients (with the exception of nitrite) and biofilm being more efficient at reducing nitrite and cyanobacteria and increasing transparency. However, complementary studies must be carried out to estimate the amount of biofilm area and macrophyte biomass required for in situ bioremediation in stabilization ponds.

Keywords: biofilm, bioremediation, macrophyte, basic sanitation and sewage treatment.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA - Análise de Variância

BNH - Banco Nacional de Habitação

CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba

CEB - Companhias Estaduais de Saneamento Básicas

CO₂ - Dióxido de Carbono

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO - Demanda bioquímica de oxigênio

ETE - Estação de Tratamento de Esgotos

FGTS - Banco Nacional de Habitação e o fundo de Garantia do Tempo de Serviço

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IET - Índice de Estado Trófico

LABEA - Laboratório de Ecologia Aquática

ITB - Instituto Trata Brasil

NH₃ – Amônia

NH₄⁺ - Íon amônio

NO₂⁻ - Nitrito

NO₃⁻ - Nitrato

OD - Oxigênio Dissolvido

OMS - Organização Mundial da Saúde

OSCIP - Organização da Sociedade Civil de Interesse Público

pH - Potencial Hidrogeniônico

PLANASA - Sistema Nacional de Saneamento, integrado pelo Plano Nacional de Saneamento

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

PNSB - Plano Nacional de Saneamento Básico

PO₄³⁻ - Ortofosfato

PSB - Política Federal de Saneamento Básico

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

UPGMA - Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean

WHO - World Health Organization

WWAP - United Nations World Water Assessment Programm

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Vista área da estrutura da ETE-Mangabeira. 38
- Figura 2:** Bacia hidrográfica do rio Cuiá apresentando os limites territoriais dos bairros e a rede de drenagem. 39
- Figura 3:** Ensaio experimental apresentando os três tipos de tratamentos analisados: A) controle, B) biofilme, C) macrófita. 40
- Figura 4:** Concentração de amônia (mg.L^{-1}) no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias. 44
- Figura 5:** Concentração de nitrito (mg.L^{-1}) no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias. 46
- Figura 6:** Concentração de nitrato (mg.L^{-1}) no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias. 47
- Figura 7:** Concentração de ortofosfato (mg.L^{-1}) no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias. 48
- Figura 8:** Concentração de clorofila-*a* no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias. 49
- Figura 9:** Transparência no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias. 50
- Figura 10:** Valores de pH no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias. 51

Figura 11: Mediana do pH no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.	52
Figura 12: Condutividade elétrica no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.	53
Figura 13: Oxigênio dissolvido no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.	55
Figura 14: Densidade de fitoplâncton no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.	56
Figura 15: Mediana da densidade total de fitoplâncton no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.	57
Figura 16: Porcentagem da contribuição de classes de fitoplâncton no efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.	58
Figura 17: Densidade da classe Cyanophyceae no experimento de biorremediação com de acordo com cada tratamento realizado após 40 dias.	59
Figura 18: Espécies de fitoplâncton mais frequentes no experimento de biorremediação com efluentes da ETE de Mangabeira. Vista em Microscópio Invertido. Aumento de 400x.	60
Figura 19: Frequência específica do fitoplâncton de acordo com os tratamentos: controle, biofilme e macrófita.	61
Figura 20: Dendograma de dissimilaridade a partir da análise das variáveis físicas e químicas e das densidade totais das classes de fitoplâncton entre os tratamentos: controle, biofilme e macrófita.	62

Figura 21: Biomassa da macrófita nos três dias de avaliação do experimento de biorremediação realizado com efluente da ETE de Mangabeira: (A) 20/02/2014, (B) 12/03/2014 e (C) 01/04/2014. **63**

Figura 22: Espécies de zooplâncton presentes no início do experimento: (A) *Brachionus angularis*, (B) *B. calyciflorus* e (C) *Moina minuta*. **64**

Figura 23: Densidade das espécies de zooplâncton recorrentes nos três tratamentos do experimento de biorremediação com o efluente da ETE de Mangabeira. **65**

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Classificação e características fisiológicas do plâncton presente em lagoas de estabilização e seus respectivos efeitos no tratamento de esgotos. **32**
- Tabela 2:** Variáveis físicas e químicas e seus respectivos métodos de análise. **41**
- Tabela 3:** Análise comparativa das variáveis físicas e químicas no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado. **52**
- Tabela 4:** Resultados de ANOVA entre a densidade das classes de fitoplâncton e os tratamentos: controle, biofilme e macrófita no experimento de biorremediação com efluente da ETE-Mangabeira, João Pessoa/PB. **59**
- Tabela 5:** Valores da biomassa no início do estudo, da biomassa retirada no decorrer do experimento e da biomassa total produzida. **63**

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS	20
2.1. Objetivo geral	20
2.2. Objetivos específicos	20
3. HIPÓTESES	20
4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	21
4.1. Saneamento básico: conflitos entre a legislação e a realidade brasileira	21
4.2. Saneamento e Meio Ambiente	25
4.3. Lagoas de Estabilização	29
4.4. Etapas do Tratamento de Esgotos	30
4.5. Comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em lagoas de estabilização	31
4.6. Biorremediação	35
5. METODOLOGIA	38
5.1. Caracterização da área de estudo	38
5.2. Montagem do Experimento de Biorremediação	40
5.3. Análises físicas e químicas	41
5.4. Variáveis Biológicas	41
5.4.1. Fitoplâncton	41
5.4.2. Zooplâncton	43
5.5. Análises Estatísticas	43
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44

6.1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS	44
6.1.1. Compostos nitrogenados (Amônia, Nitrito e Nitrato).	44
6.1.2. Ortofosfato	47
6.1.3. Clorofila <i>a</i>	49
6.1.4. Transparência	50
6.1.5. Potencial Hidrogeniônico (pH)	50
6.1.6. Condutividade Elétrica	53
6.1.7. Oxigênio Dissolvido	54
6.2. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	55
6.2.1. Fitoplâncton	55
6.2.2. Biomassa de Macrófita	62
6.2.3. Zooplâncton	64
7. CONCLUSÕES	66
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
9. REFERÊNCIAS	68

1. INTRODUÇÃO

Em 2007 foi criada a Lei Nº. 11.455, que estabelecem as diretrizes nacionais para o saneamento básico, definindo-o como sendo o conjunto de quatro serviços: 1) abastecimento de água potável, 2) esgotamento sanitário, 3) limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, 4) drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. Dessa forma, é um instrumento essencial no desenvolvimento urbano e na qualidade de vida humana.

No meio ambiente urbano existe uma diversidade de problemas relacionados com a infraestrutura de água: falta de tratamento de esgoto, ausência de rede de drenagem urbana e deterioração da qualidade da água devido o lançamento inadequado de efluentes. No Brasil, apesar dos investimentos nas empresas de saneamento, apenas um pequeno volume de esgoto são efetivamente tratados antes de chegar ao rio (TUCCI, 2008). Dessa forma, a maioria dos efluentes é direcionada para os corpos hídricos sem tratamento, o que contribui para um dos piores problemas ambientais, a eutrofização, que promove uma dinâmica diferenciada no ecossistema aquático, com a rápida proliferação de cianobactérias e a consequente diminuição na qualidade da água (ESTEVES, 1998).

O tratamento de esgotos através de lagoas de estabilização tem sido bastante desenvolvido no Brasil, devido ao clima favorável (temperatura elevada) e à disponibilidade de área. Com este tipo de tratamento são removidos matéria orgânica, organismos indicadores fecais e patogênicos (ALMEIDA et al., 2005), no intuito de reduzir a carga contaminante de modo que o efluente final possa ser lançado ao corpo hídrico receptor sem provocar danos ao ambiente e riscos à saúde humana.

O tratamento é a melhor alternativa para diminuir os prejuízos ao ambiente, além disso, pode desencadear um processo de desenvolvimento econômico, com a redução dos gastos investidos em saúde pública (WAGNER; BELLOTTO, 2008), uma vez que muitos recursos do governo são destinados ao tratamento de doenças e problemas de saúde que são derivados da ausência de saneamento básico.

Entretanto, as estações de tratamento muitas vezes lançam efluentes com altas taxas de carga poluidora (FONTES; ARAÚJO, 2008; SOUSA, 2009), como elevadas quantidades de nutrientes e de cianobactérias tóxicas. Diante disto, a biorremediação emerge como uma técnica eficiente, com potencial e economicamente viável para contribuir com o melhoramento do tratamento de efluentes.

No processo de biorremediação, organismos (fungos, algas, bactérias, etc.) são estimulados a degradar poluentes orgânicos dispostos no ambiente, terrestre e/ou aquático, visando reduzir ou remover os compostos tóxicos (FULEKAR; GEETHA, 2009). Atualmente é considerada como uma tecnologia inovadora e como uma ciência emergente na proteção ambiental (PANDEY; FULEKAR, 2012).

O plástico é um dos substratos artificiais biorremediadores, este atua a partir do estabelecimento e crescimento da comunidade perifítica em sua área. O perifíton é formado por uma diversidade de microrganismos (algas, bactérias, fungos e animais) e detritos orgânicos e inorgânicos, que se adere a substratos (naturais ou artificiais), vivos ou mortos (WETZEL, 1983; SZABÓ et al., 2008).

A partir disso, avaliar sistemas biorremediadores com metodologias alternativas e de baixo custo para o tratamento de efluentes poderá significar menor impacto negativo na dinâmica ecossistêmica dos corpos hídricos receptores, de forma a beneficiar a comunidade aquática e conseqüentemente a sociedade que tem contato e faz uso, direto ou indireto, da água e dos organismos desses ambientes.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar a eficiência de dois sistemas biorremediadores em efluentes da lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira (ETE-Mangabeira), João Pessoa, PB.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o efeito de macrófitas no tratamento de efluentes da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.
- Avaliar o efeito de biofilme no tratamento de efluentes da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.
- Caracterizar a estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em cada sistema de biorremediação, como bioindicadores.
- Avaliar a qualidade da água em cada tratamento por meio de análises físicas, químicas e biológicas.

3. HIPÓTESES

- H1: O sistema de biorremediação com macrófita é eficiente na melhoria da qualidade do efluente da lagoa facultativa.
- H2: O sistema de biorremediação com biofilme é eficiente na melhoria da qualidade do efluente da lagoa facultativa.

4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1. Saneamento básico: conflitos entre a legislação e a realidade brasileira

O serviço de saneamento básico é multidisciplinar, engloba os aspectos ambientais, sociais e econômicos de um país. E, apesar da evidente importância, na legislação brasileira não está claramente designado o ente governamental responsável pela execução desse serviço. Uma série de leis, decretos, resoluções, portarias e instruções normativas regem este setor, desde o enquadramento dos corpos hídricos até os padrões de lançamento dos efluentes, deixando implícitos deveres comuns e concorrentes aos municípios, estados e ao governo federal.

A gestão dos serviços públicos de saneamento básico no Brasil, desde a sua implantação, tem sido participativa, com a cooperação da União, dos estados e municípios, (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2012), contudo é necessária a junção dos esforços de todos os níveis governamentais, para obter uma prestação adequada do serviço.

Em 1970 foi implantado o Sistema Nacional de Saneamento, integrado pelo Plano Nacional de Saneamento (PLANASA) e pelas Companhias Estaduais de Saneamento Básicas (CEB) com fonte de recursos do Banco Nacional de Habitação (BNH) e do Fundo de Garantia do Tempo de Serviço (FGTS) (HOHMANN, 2012). Além desses recursos foram criados Fundos de Água e Esgoto Estaduais (FAE) e programas estaduais trienais (GALVÃO-JUNIOR et al., 2009).

A finalidade do PLANASA foi a expansão dos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário no sentido de sua universalização. A intenção foi importante e permitiu a implantação significativa destes serviços (HOHMANN, 2012). Entretanto, segundo Turrolla (1999), o PLANASA foi insuficiente para atender a demanda crescente do processo de urbanização do país.

Na Constituição Brasileira de 1988 três artigos fazem referência ao saneamento básico (BRASIL, 1988):

Art. 21. Compete à União:

[...] XX - instituir diretrizes para o desenvolvimento urbano, inclusive habitação, saneamento básico e transportes urbanos;

[...]

Art. 23. É competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios:

[...] IX - promover programas de construção de moradias e de melhoria das condições habitacionais e de saneamento básico.

[...]

Art. 200. Ao sistema único de saúde compete, além de outras atribuições, nos termos da lei:

[...] IV - participar da formulação da política e da execução das ações de saneamento básico.

Portanto, a Constituição de 1988 expressava de certa forma uma credibilidade do interesse público no assunto saneamento. Porém, o fato de estar inserido na Constituição, não garante a efetivação na realidade do país, uma vez que, poucos foram os investimentos para alcançar os aspectos postados nos artigos.

Em relação às resoluções envolvendo o saneamento básico, em 1986 foi editada a Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) N°. 20/1986, que tratava da classificação e enquadramento dos corpos d'água no Brasil. Em 2005, houve alteração desta Resolução com a edição da N°. 357/2005, que também foi alterada mais tarde pela Resolução CONAMA N°. 397/2008. Esta última dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Em 13 de maio de 2011, o CONAMA publicou outra importante resolução, a de N°. 430/2011, que trata das condições, parâmetros, padrões e diretrizes para a gestão do lançamento de efluentes em corpos d'água receptores que complementa e altera a Resolução N°. 357 de 2005. As unidades da rede de esgotamento sanitário, tanto as ETE quanto as indústrias, devem manter os parâmetros dos efluentes dentro dos limites exigidos nesta resolução. Entretanto, pela falta de fiscalização, os efluentes são lançados fora dos padrões exigidos na legislação.

A questão sobre saneamento também pode ser observada na Política Nacional de Meio Ambiente, instituída pela Lei N°. 6.938/1981, uma vez que, tem como objetivo primordial “a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental que propicia a vida, visando assegurar condições ao desenvolvimento socioeconômico e à proteção da dignidade da vida humana” (BRASIL, 1981). Neste contexto da lei pode-se remeter ao saneamento, uma vez que está intimamente ligado a uma vida digna, tanto na questão de bem-estar, como também na saúde. Todavia, isso também é somente mais um aspecto publicado na lei, mas que na

verdade é utópica para determinadas populações, principalmente as que moram em condições precárias de vida, totalmente desumanas, sem o saneamento básico.

A lei Nº. 9.433/1997 institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), importante política no setor de saneamento básico, visto que, essa Política expõe características do uso da água, como prioridade de uso, os seus múltiplos usos e o dever de proteção desse recurso. Além disso, determina as outorgas necessárias para o lançamento dos efluentes nos corpos hídricos.

A principal lei que rege o saneamento básico é a Lei Nº. 11.445/2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e também a Política Federal de Saneamento Básico (PSB). Outro aspecto importante desta lei está expresso no Art. 52, o qual aponta para a competência da União a incumbência da elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB) (BRASIL, 2007).

O PNSB tem a finalidade de estabelecer as metas e ações para o alcance de níveis crescentes dos serviços de saneamento básico no território nacional e a sua universalização (BRASIL, 2007). Este plano é essencial, pois a universalização deste setor é um desafio legítimo das políticas públicas, uma vez que, gera impacto tanto no ambiente, como na saúde e na cidadania da população (GALVÃO-JUNIOR, 2009).

Além disso, a Lei 11.445/2007 institui o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), que tem como objetivo coletar e sistematizar dados da prestação de serviços públicos de saneamento básico e por fim, tornar essas informações acessíveis ao público (BRASIL, 2007). Esses dados são importantes para a população acompanhar o desenvolvimento do saneamento, e quando for necessário, obter dados suficientes para exigir os devidos investimentos no setor.

Os efeitos da Lei Nº. 11.445/2007 ainda são pouco perceptíveis, isso pode ser devido ao seu pouco tempo de vigência, todavia, uma das exigências da lei foi cumprida: a criação de agências reguladoras de serviços de saneamento básico no Distrito Federal e em vários estados, sendo assim, um indicador de que pelo menos no aspecto da regulação a lei está sendo eficaz.

O censo demográfico sobre indicadores sociais municipais apresenta dados do sistema de saneamento básico no Brasil, sendo expostas informações a partir de um índice de adequabilidade do tipo de saneamento, expressado sob a classificação dos domicílios em três tipos (IBGE, 2011):

- Domicílios com saneamento adequado: domicílio com abastecimento de água, com esgoto ligado à rede geral ou a uma fossa séptica e com coleta de lixo adequada;
- Domicílios com saneamento semiadequado: domicílios com pelo menos um dos serviços: abastecimento de água, esgotamento sanitário e/ou coleta de lixo adequada;
- Domicílios com saneamento inadequado: domicílio que não apresenta nenhum dos serviços de saneamento básico adequado.

De acordo com o censo demográfico brasileiro houve um crescimento significativo, de 45,3% para 61,8%, dos domicílios com saneamento adequado entre 1991 e 2010. Neste caso, o índice de adequabilidade do tipo de saneamento foi relacionado com o tamanho da população dos municípios, sendo obtida uma relação positiva, visto que, quanto maior o tamanho da população maior foi a proporção de saneamento adequado. Os municípios com população acima de 500.000 habitantes apresentaram uma proporção de 82,5% de domicílios com saneamento adequado, enquanto que, os municípios com uma população de até 5.000 habitantes, obtiveram apenas uma proporção de 30,8% de domicílios com saneamento adequado (IBGE, 2011). Essa diferença do saneamento versus o tamanho da população evidencia que esse sistema é mais desenvolvido nas cidades mais populosas, sendo notória a falta de saneamento adequado, e até mesmo, a ausência deste serviço nas cidades com baixa população.

A disparidade também foi observada na relação do saneamento com o tamanho populacional e entre as cinco regiões do país. Os municípios da região Sudeste com população acima de 500.000 apresentaram uma proporção de 90,7% dos domicílios com saneamento adequado, enquanto que, os municípios das regiões Norte e Nordeste, apresentaram respectivamente uma proporção de apenas 51,7% e 66,6% (IBGE, 2011).

A partir destas informações, obtidas pelo censo demográfico, é perceptível que ainda há falta de credibilidade e de investimentos no sistema de saneamento. Isso pode apontar que, como as obras desse âmbito não são visíveis à população, acaba tendo menor interesse do poder público.

O Instituto Trata Brasil (ITB) é uma Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIP), formada por empresas com interesse nos avanços do saneamento básico e na proteção dos recursos hídricos do país. Desde 2008, esse instituto realiza um ranking do saneamento para verificar o desenvolvimento deste serviço no país. Este ranking é elaborado

utilizando informações do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) dos 100 maiores municípios do Brasil. As informações para a composição do ranking são baseadas no nível de cobertura (água, coleta e tratamento de esgotos) e no nível de melhoria da cobertura e no nível de eficiência.

De acordo com o Ranking do Saneamento do ITB (2014) utilizando dados do SNIS do ano de 2012, a capital paraibana, João Pessoa, ficou na 65ª posição, obtendo um declínio de posições quando comparada com o ranking anterior, com dados de 2011, em que ocupava a 52ª posição. O município de Campina Grande obteve um padrão inverso, antes estava em 47º lugar e no ranking atual passou a ocupar a 37ª posição.

A rede de esgotamento sanitário da Paraíba apresenta a seguinte realidade: dos 223 municípios apenas 22 são contemplados com estações de tratamento de esgoto. As ETE existentes contam com lagoas de estabilização, na qual atuam para diminuição da carga poluidora através de processos físicos, químicos e biológicos (CAGEPA, 2013).

A rede coletora de João Pessoa distribui os esgotos para a ETE-Mangabeira e ETE-Róger. A ETE-Mangabeira atua com três módulos, sendo cada um, com um sistema de duas lagoas anaeróbicas seguida de uma lagoa facultativa. Enquanto que a ETE-Róger apresenta apenas uma bacia de sedimentação, na qual o esgoto permanece por alguns dias, passando por processos físico-químicos e biológicos que contribuem com a decomposição da matéria orgânica.

4.2. Saneamento e Meio Ambiente

Segundo a World Health Organization – WHO (2004) saneamento é o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem estar físico, mental e social.

A qualidade de vida bem como a saúde da população está intimamente associada ao um sistema de saneamento adequado e eficiente. Esta ligação é compreendida pelos dados referentes à saúde pública, a qual reflete que a maioria das doenças é decorrente do uso de água de má qualidade e da ausência de esgotamento sanitário (CASTRO; ARAÚJO, 2010; LACERDA et al., 2011).

Uma das doenças que têm como causa as condições inadequadas de saneamento é a diarreia, considerada uma das enfermidades que mais aflige a humanidade, acometendo mais de quatro bilhões de pessoas por ano e causando a morte de 30% de crianças com menos de um ano de idade (GUIMARÃES; CARVALHO; SILVA, 2007). Segundo a OMS, a diarreia é a segunda causa de morte entre crianças até 5 anos de idade.

Comparando os cem maiores municípios do Brasil, a partir de dados do SNIS, Kronemberger (2014) classificou o município de João Pessoa entre os dez piores em relação à taxa de internação hospitalar por diarreia, sendo 64,5% das internações, crianças menores de 5 anos de idade. Neste mesmo estudo foi constatado que em 60 das 100 cidades, os baixos índices de população com coleta de esgoto resultaram em altas taxas de internação por diarreia, comprovando a relação intrínseca do saneamento com a saúde pública.

Os problemas de saúde pública e de poluição no meio ambiente impõem aos governantes a necessidade de buscar soluções nos aspectos sanitários, uma vez que, estão diretamente relacionados. De acordo com Mello (2005), a situação do saneamento no Brasil é precária, além disso, afirma que a principal desvantagem de concessões é o descuido com o sistema de preços, sendo necessária uma forma de torná-lo mais igualitário e eficiente. O autor também expõe uma preocupação com a população mais carente, porquanto, o sistema não tem prioridade de atendimento, deixando assim, aqueles com menos condições financeiras sem o saneamento apropriado.

O desafio da universalização do saneamento requer inovações e, além disso, uma avaliação de todo o modelo vigente adotado, para que enfim, sejam lançadas novas proposições em âmbito nacional para a obtenção do universo deste setor no país (JULIANO et al., 2011).

A deterioração do ambiente aquático em todo o mundo está reduzindo a capacidade dos ecossistemas de purificarem a água, com a diminuição de sua autodepuração. Estima-se que mais de 80% da água utilizada em todo o mundo (e até 90% nos países em desenvolvimento) não é coletada e nem tratada, ameaçando a saúde humana e ambiental (WWAP, 2014).

Com a ausência de um sistema de saneamento adequado no país, a poluição torna-se um evento recorrente. A Lei Nº. 6.938/1981 que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, conceitua o termo poluição como: a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da

população, criem condições adversas às atividades sociais e econômicas, lancem substâncias em discordância com os padrões ambientais estabelecidos, e afetem desfavoravelmente a biota e as condições sanitárias do meio ambiente.

Segundo Von Sperling (2005), poluição das águas é a adição de substâncias que modifica as condições naturais do corpo hídrico e que prejudicam os usos subsequentes. As principais fontes deste tipo de poluição são: o lançamento de efluentes domésticos e industriais, resíduos sólidos, pesticidas, fertilizantes e detergentes; o carreamento de solo e de águas pluviais urbanas; e a percolação do lixiviado dos depósitos de lixo (GRADVOHL; SOUZA; SANTOS, 2008), navegação; recreação; turismo; introdução de espécies exóticas; remoção da cobertura vegetal; mineração; construção de diques e canais; construção de represas; drenagem de áreas alagadas (TURNER et al., 1990; TUNDISI, 2003).

As principais consequências dos impactos provocados pela poluição no ambiente aquático são: a eutrofização, a acidificação, assoreamento, desequilíbrio ecológico da comunidade, degradação da paisagem, o aumento da incidência e dispersão de doenças de veiculação hídrica (TUNDISI, 2006). A eutrofização é o processo crescente das concentrações de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, principalmente nitrogênio e fósforo. Com o aumento na concentração de nutrientes na água, uma série de reações afeta a comunidade aquática: rápida proliferação de diatomáceas, clorofíceas e cianobactérias; aumento da densidade de planctívoros na comunidade aquática; diminuição do oxigênio e da transparência da água (ESTEVES, 2011).

As cianobactérias, também conhecidas como cianofíceas ou algas azuis, são microrganismos procarióticos (não possuem membrana para compartimentalização de DNA e outras organelas) e autotróficos (produtoras de seu próprio alimento por meio de fotossíntese) presentes no ambiente aquático, principalmente nos que são ricos em nutrientes (CARNEIRO; LEITE, 2007). Algumas espécies de cianobactérias têm a capacidade de sintetizar metabólitos secundários, que determinam o odor e o gosto desagradável à água, além disso, são capazes de produzir poderosas toxinas, denominadas de cianotoxinas, as quais podem causar grandes injúrias aos animais e humanos, através da ingestão ou contato com a água contaminada (AZEVEDO, 1998; BRANDÃO, 2008; CARNEIRO; LEITE, 2008; OLIVEIRA, 2010).

As cianotoxinas podem ser classificadas em cinco grupos: hepatotoxinas, neurotoxinas, citotoxinas, dermatotoxinas e toxinas irritantes (lipopolissacarídeo) (MANKIEWICZ et al., 2003). A produção e função das cianotoxinas ainda não são bem

compreendidas na comunidade científica, a maioria dos trabalhos publicados é relacionada aos mecanismos fisiológicos e aos fatores ambientais envolvidos na produção de microcistina, a cianotoxina com maior registro em todo o mundo (MOLICA; AZEVEDO, 2009).

As hepatoxinas e a cilindrospermopsina podem causar danos ao fígado, às neurotoxinas afetam os nervos, as citotoxinas atuam nas células, e algumas toxinas causam reações alérgicas (MANTOVANI; MOSER; FAVERO, 2011).

Pesquisas realizadas sobre *bloom* de cianobactérias tóxicas em reservatórios brasileiros evidenciam que populações de diversos locais estão expostas a quantidades subletais de cianotoxinas (BRANDÃO, 2008). Em 1996, ocorreu um surto de insuficiência hepática em pacientes renais crônicos na cidade de Caruaru, estado de Pernambuco. Dos 131 pacientes, 116 (89%) apresentaram distúrbios, como náuseas e vômitos, depois de submetidos à sessão de hemodiálise, e desses, 76 morreram. Foi comprovada a presença de cianobactérias hepatotóxicas (microcistina e cilindrospermopsina), nos filtros de carvão ativado da clínica, no soro sanguíneo e no tecido hepático dos pacientes (YUAN; CARMICHAEL; HILBORN, 2006; AZEVEDO et al., 2002; CARMICHAEL et al., 2001; POURIA et al., 1998).

O crescimento excessivo dessas microalgas tem prejudicado os múltiplos usos da água (SANGES et al., 2012), por exemplo, há certo limite no uso do ecossistema aquático, como para recreação e abastecimento devido ao odor e ao gosto desagradável, e também principalmente pela produção de toxinas por algumas espécies (MANTOVANI; MOSER; FAVERO, 2011), além de ser bioacumulável nos músculos dos peixes, sendo repassada para os seres humanos que os consomem.

Os prejuízos da proliferação de cianobactérias não estão refletidos apenas na saúde humana e ambiental, mas também tem produzido efeitos negativos na economia pesqueira, no comércio, na recreação e no turismo (OLIVEIRA, 2010), ou seja, é um problema de ordem social, ambiental e econômica.

Estes problemas derivados do processo de eutrofização antropogênica poderiam ser amenizados, se no Brasil o saneamento básico fosse implantado largamente e se as estações de tratamento tivessem um controle rígido no lançamento de nutrientes e de cianobactérias tóxicas. Segundo Brandão (2008), um sistema de saneamento eficiente, com controle do destino dos efluentes, supostamente seria uma forma de dificultar a entrada de nutrientes que predisõem os corpos hídricos receptores à eutrofização, e conseqüentemente os efeitos danosos das florações das cianobactérias.

Sanges e colaboradores (2012) afirmaram que a forma para diminuir o aparecimento de cianobactérias é a prevenção, ou seja, reduzir a disponibilidade de fosfato na água, derivados de esgotos sanitários e resíduos industriais, e evitar o uso de algicidas, como exemplo o sulfato de cobre, que provoca a lise celular e facilita a liberação das toxinas na água.

Várias técnicas são utilizadas no controle da poluição das águas: coleta e tratamento de esgotos domésticos e industriais, disposição adequada de resíduos sólidos, aplicação controlada de fertilizantes e pesticidas, remoção de macrófitas e sedimentos, recuperação e revitalização de cursos d'água, e controle do uso e ocupação do solo. No entanto, na maioria das vezes o tratamento de esgotos, domésticos ou industriais, nem sempre é eficiente.

Um método recomendado para o tratamento de esgotos em regiões de clima tropical são os sistemas de lagoas de estabilização. As elevadas temperaturas deste clima aumentam a velocidade das reações bioquímicas necessárias para a degradação e a estabilização da matéria orgânica. A vantagem deste tratamento é sua elevada eficiência e seu baixo custo de implantação e operação.

4.3. Lagoas de Estabilização

Lagoa de estabilização é um termo comumente utilizado para definir os tanques que recebem esgotos continuamente, retendo-os, para que ocorram processos metabólicos para degradação da matéria orgânica e diminuição de organismos patogênicos (GODOY, 2007). Este sistema constitui um método de operação simples, uma vez que, não há necessidade de equipamentos e de energia convencional. Além disso, o Brasil apresenta área disponível em um grande número de locais e, condições meteorológicas e climáticas adequadas (insolação e temperatura elevadas) (VON SPERLING, 1996a).

As lagoas de estabilização também são definidas como sistemas de tratamento biológico, em que, a estabilização ou a autodepuração da matéria orgânica é resultante da oxidação bacteriológica e/ou redução fotossintética das algas. Em detrimento da forma que predomina a estabilização, as lagoas são classificadas em (VON SPERLING, 1996b):

- **Anaeróbias:** Esta lagoa é a mais profunda, geralmente têm de 3 a 5 metros de profundidade. As condições de anaerobiose são mantidas no sistema, uma vez que, no balanço entre consumo e produção de oxigênio, o consumo é mais elevado.

- **Facultativas:** Nesta lagoa o processo de tratamento ocorre em três zonas da lagoa: anaeróbia, aeróbia e facultativa. O efluente entra continuamente por uma extremidade da lagoa e sai pela extremidade oposta. Após a entrada do efluente, a matéria orgânica em suspensão começa a sedimentar formando o lodo de fundo, sendo decomposto por microrganismos anaeróbios (zona anaeróbia). Enquanto que a matéria dissolvida que permanece dispersa na massa líquida, sofrerá tratamento aeróbio nas zonas superficiais da lagoa (zona aeróbia). Nesta zona é necessária a presença de oxigênio, que é fornecido por trocas gasosas da superfície líquida com atmosfera e pela fotossíntese realizadas pelas algas. Além dessa forma, essa matéria dissolvida pode ser decomposta por meio das bactérias facultativas, que vivem na zona facultativa, onde pode ocorrer ausência ou presença de oxigênio.
- **Maturação:** Esta lagoa objetiva a remoção de microrganismos patogênicos, para isso os mecanismos para esta ação são mais efetivos em menores profundidades, em virtude desse objetivo, essas lagoas são as mais rasas e requerem uma maior área.

4.4. Etapas do Tratamento de Esgotos

Os processos de tratamento de esgotos podem adotar diferentes tecnologias para a depuração do efluente, mas geralmente, segue um fluxo que compreende as seguintes etapas (VON SPERLING, 2005):

- **Tratamento preliminar:** visa à remoção de sólidos grosseiros em suspensão, areia e gorduras, a partir do gradeamento e desarenação (caixas de areia). A remoção dos sólidos ocorre a partir de processos mecânicos ou físicos. Esta etapa tem por finalidade a proteção das unidades de tratamento subsequentes, evitando seu entupimento e obstrução.
- **Tratamento primário:** tem por objetivo a remoção dos sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica a partir de mecanismos físicos. Neste tratamento são utilizados decantadores primários ou lagoas anaeróbias, que utilizam bactérias, que proliferam em ambiente anaeróbio para a decomposição da matéria orgânica.
- **Tratamento secundário:** destina-se à degradação biológica de compostos carbonáceos, diminuição dos contaminantes biológicos, matéria orgânica, e eventualmente

nutrientes. Esta categoria de tratamento é realizada a partir de filtros biológicos, reatores de lodos ativados, decantação secundária e lagoas de estabilização facultativas e aeróbias. A maioria das estações construídas alcança apenas o nível de tratamento secundário, pois proporciona um reduzido nível de poluição por matéria orgânica.

- Tratamento terciário: tem como finalidade a remoção complementar da matéria orgânica, dos nutrientes, de poluentes tóxicos ou não biodegradáveis, e de organismos patogênicos (desinfecção). É raramente implantando nas estações de tratamento.

4.5. Comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em lagoas de estabilização

É de grande importância compreender a dinâmica e diversidade da comunidade planctônica (bacterioplâncton, fitoplâncton e zooplâncton) envolvida no processo de estabilização da matéria orgânica nas lagoas de tratamento de esgotos, visto que, esses organismos atuam diretamente na qualidade do efluente final das estações. Cada grupo do plâncton tem características e funções essenciais nos processos biológicos das estações (Tabela 1).

Tabela 1: Classificação e características fisiológicas do plâncton presente em lagoas de estabilização e seus respectivos efeitos no tratamento de esgotos.

CLASSIFICAÇÃO DO PLÂNCTON	CARACTERÍSTICAS FISIOLÓGICAS	EFEITO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS
Bacterioplâncton (bactérias)	<ul style="list-style-type: none"> - Consomem O₂: <li style="padding-left: 20px;">* Oxidam a matéria orgânica carbonácea; <li style="padding-left: 20px;">* Oxidam a amônia - Em anoxia, reduzem o nitrito e o nitrato. - Em anaerobiose, fermentam a matéria orgânica. - Disponibilizam nutrientes para o fitoplâncton. - Absorvem nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> - Direto: <li style="padding-left: 20px;">* Diminuição da DBO. <li style="padding-left: 20px;">* Diminuição de amônia. <li style="padding-left: 20px;">* Diminuição de fosfato.
Fitoplâncton (cianobactérias e algas)	<ul style="list-style-type: none"> - Produzem oxigênio. - Elevam o pH. - Absorvem nutrientes inorgânicos. - Servem de alimento ao zooplâncton. 	<ul style="list-style-type: none"> - Direto: <li style="padding-left: 20px;">* Oxigenação da massa líquida. <li style="padding-left: 20px;">* Diminuição de amônia, nitrato e fosfato por assimilação. <li style="padding-left: 20px;">* Remoção de metais pesados - Indireto: <li style="padding-left: 20px;">* Decaimento bacteriano (patógenos). <li style="padding-left: 20px;">* Precipitação do fosfato <li style="padding-left: 20px;">* Volatilização da amônia
Zooplâncton (protozoários, microcrustáceos e rotíferos)	<ul style="list-style-type: none"> - Consomem bactérias, fitoplâncton e detritos orgânicos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Clarificam o efluente. - Contribuem no equilíbrio ecológico do sistema. - Contribuem na reciclagem dos elementos. - Em excesso comprometem as cadeias alimentares.

Fonte: Adaptado a partir de Bento (2005).

Na dinâmica da comunidade planctônica em lagoas de estabilização ocorre uma interação de cooperação entre as algas e as bactérias. Em ambiente aeróbio, as bactérias decompõem a matéria orgânica e liberam para o meio, compostos nitrogenados e fosfatados, dióxido de carbono (CO₂) e água. Estes compostos são absorvidos pelas algas, que na

presença de luz solar, realizam fotossíntese e liberam o oxigênio para o meio aquático (RIBEIRO, 2007).

De acordo com Arauzo e colaboradores (2000), a profundidade de lagoas de estabilização é um importante fator no seu desempenho e na dinâmica do fitoplâncton, uma vez que, há uma sucessão de mistura do efluente e estratificação ao longo do ciclo anual. Além desta constatação, estes autores, relacionaram a biomassa fitoplanctônica com a temperatura e observaram que estas variáveis parecem controlar a eficiência de lagoas profundas de tratamento.

A presença do fitoplâncton é essencial no tratamento dos esgotos, devido à sua grande produção de oxigênio, sendo responsáveis pela continuidade dos processos aeróbios nas lagoas de estabilização. Outra importante função é a remoção de nutrientes (nitrogênio, fósforo, carbono) pela incorporação destes elementos em seu metabolismo (MASSARET et al., 2000). No entanto, em quantidade exagerada, ou quando são dominadas por cianobactérias, contribuem grandemente com a liberação de mais nutrientes ou no segundo caso, com a liberação de toxinas, o que traz problemas graves para os corpos aquáticos receptores desses efluentes. A ocorrência de gêneros de cianobactérias como: *Oscillatoria*, *Microcystis* e *Aphanocapsa*, caracterizam uma lagoa de estabilização como sendo fontes potenciais de contaminação para o ecossistema receptor (GONÇALVES, 2008).

O fitoplâncton responde rapidamente às mudanças ambientais, sendo considerado um bioindicador ambiental. Também são conhecidos por organismos indicadores, uma vez que, apresentam características de adaptação a diferentes fatores de estresse dentro do ecossistema (AMADOR; ALVAREZ; GALLARDO, 2011).

Sá e colaboradores (2010) observaram um desequilíbrio na comunidade de fitoplâncton no rio Tapajós, no estado do Pará, marcado pela proliferação de dois gêneros de cianobactérias tóxicas *Anabaena* e *Microcystis*. Apesar de constar concentrações de microcistina abaixo dos valores máximos permitidos na legislação, as células de cianobactérias presentes são capazes de causar erupções cutâneas nas pessoas que nadarem pelo rio.

Nogueira, Gama-Júnior, D'Alessandro (2001) analisaram um lago artificial raso destinado à criação de peixes no município de Goiânia. Neste estudo foram encontrados 31 taxa de cianobactérias, com predominância dos gêneros *Dolichospermum*, *Microcystis*,

Radiocystis e *Aphanocapsa*. Das espécies descritas no trabalho, 13 foram constatadas na literatura como potencialmente tóxicas.

Konig e colaboradores (2002) constataram que o filo Chlorophyta teve o maior número de representantes nos efluentes de 8 estações de tratamento no estado da Paraíba, destacando-se o gênero *Chorella* com frequência entre 50 e 100%. Prosseguindo a importância dos filos em relação à frequência de espécies neste estudo, seguiu o filo Cyanobacteria, Euglenophyta e, por fim, Bacillariophyta.

No estado da Paraíba foram observadas florações com espécies capazes de sintetizar microcistinas, em reservatórios que são utilizados para o abastecimento humano e para cultivo de peixes em tanques rede. A toxicidade da água nesses reservatórios atingidos com a proliferação de cianobactérias acarretou na biomagnificação da toxina, sendo constatadas em peixes concentrações de microcistina acima dos valores estabelecidos pela OMS (0,04 µg/Kg ao dia) (MACEDO, 2009).

A presença da microalga *Chorella* é comum em estações de tratamento de esgotos. Bastos et al. (2010) notaram que essa microalga foi a dominante nas lagoas de polimento. Barthel, Oliveira, Costa (2008) também observaram maior predominância desta clorófitas nos sistemas de tratamento analisados.

Granado (2004) constatou predominância de clorófitas em lagoas de estabilização em São Paulo, com destaque para a espécie *Chlorella vulgaris*, caracterizada por apresentar “crescimento oportunista”, e, além disso, essa microalga tem a capacidade de assimilar carbono orgânico na ausência de luz, uma importante vantagem, visto que, a intensidade de luz em lagoas de estabilização restringe-se apenas à superfície.

Arauzo e colaboradores (2000) observaram que o *bloom* de fitoplâncton está associado ao aumento de pH e de amônia (NH₃), e além disso, notaram que quando ocorria florações havia diminuições significativas na comunidade de bactérias e de zooplâncton, sendo até verificada biomassa que desestabilizava temporariamente a estrutura trófica da lagoa.

O zooplâncton apresenta correlação com fatores indicadores de eutrofização e poluição, além disso, há também correlação com outras variáveis, como: clima, topografia, condições químicas e temperatura, sendo que, têm-se especificidades de reação de cada grupo zooplânctônico a estas variantes (SOUZA, 2012). De acordo com Eler e colaboradores (2003), várias espécies de Rotifera (*Brachionus angularis*, *B. calyciflorus* e *Trichocerca similis*) são consideradas indicadores de ambientes eutróficos, mas as espécies do gênero

Brachionus são os indicativos potenciais da qualidade da água, uma vez, que esses autores observaram uma maior diversidade deste gênero em lagos de pesca com maior índice de estado trófico (IET).

Bastos e colaboradores (2010) trabalhando com lagoas de polimento observaram a presença de cinco gêneros de zooplâncton: *Brachionus* (Rotifera), *Moina* e *Daphnia* (Cladocera), *Mesocyclops* e *Thermocyclops* (Copepoda). Ao longo do estudo, alguns organismos desapareceram, permanecendo em todos os períodos analisados apenas os rotíferos, os quais são considerados os mais resistentes às variações ambientais.

Vários fatores podem interferir na população de bactérias presentes em lagoas de estabilização, como exemplo, a quantidade de matéria orgânica e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o teor de ferro, e conseqüentemente intervirem na estrutura da comunidade zooplanctônica (RONCON et al., 2007).

Os protozoários também são importantes agentes biológicos no processo de autodepuração de efluentes, atuando na predação das bactérias potencialmente patogênicas (RONCON et al., 2007).

Barthel, Oliveira, Costa (2008), observaram que a densidade de protozoários era inversamente proporcional à densidade de clorofíceas no sistema de tratamento analisado, além disso, notaram uma riqueza específica baixa de fitoplâncton, que foi associada com alta população de *Chlorella* sp. encontrada no sistema.

A biomassa de zooplâncton é reduzida significativamente em níveis de 2,5mg/L de amônia (NH₃) não ionizada, sendo os rotíferos os mais afetados. Apesar de estatisticamente não ter sido comprovada os efeitos no táxon Ciliata, também foram observadas reduções quando a concentração de NH₃ excedeu o nível de 2,5mg/L⁻¹ (ARAUZO, 2003). Esse resultado comprova a hipótese sugerida por Arauzo e colaboradores. (2000), o qual afirmou que, durante as florações de fitoplâncton no período de estratificação da amônia, devido à intensa atividade fotossintética e pH elevado, havia um decréscimo da biomassa do zooplâncton.

4.6. Biorremediação

Com os processos desenfreados de degradação ambiental, a técnica de biorremediação vem alcançando importância mundial, visto que, seu objetivo é a minimização dos impactos

antrópicos nos ambientes e a reestruturação dos habitats naturais (CARNEIRO; GARIGLIO, 2010).

A tecnologia da biorremediação é muitas vezes menos onerosa que os métodos convencionais de tratamento (LIN; SAUER; CUTRIGHT, 1996), sendo considerada atualmente como uma alternativa de baixo custo e com potencial enorme na remediação de locais poluídos (SHEKHAR, 2012).

Para implantar qualquer sistema de biorremediação é necessária a caracterização do ambiente a ser tratado, devendo sempre antes de sua aplicação, ter resposta para os seguintes questionamentos: 1) se o contaminante é biodegradável, 2) se a biodegradação já ocorre naturalmente no local contaminado, 3) se as condições ambientais são adequadas para a biodegradação, e, por fim, 4) se o poluente não for completamente degradado, qual será o comportamento do material residual (BOOPATHY, 2000).

O tratamento por biorremediação pode ser *in situ* (quando aplicado diretamente no local contaminado) ou *ex situ* (quando se transporta o contaminante para tratamento em outro ambiente) (BOOPATHY 2000; YANG et al., 2009; CARNEIRO; GARIGLIO, 2010).

Pesquisas demonstram que os microrganismos possuem um elevado potencial biodegradador, podendo degradar poluentes orgânicos em condições controladas em laboratório. Entretanto, a ação potencial desses microrganismos pode ser diferente no ambiente natural, devido às condições ambientais já estabelecidas. Os principais fatores que atuam no ambiente natural são: a concorrência dos microrganismos, por sobrevivência e crescimento; a disponibilidade de nutrientes ou alimento; as condições aeróbias e anaeróbias; a variação de pH e de temperatura; entre outros fatores. Assim, a combinação de uma série de condições ambientais, é que vai determinar a ação dos microrganismos biodegradáveis (PANDEY; FULEKAR, 2012).

O biofilme, também designado como perifíton, é considerado um sistema de biorremediação. É definido como sendo uma matriz polimérica de aspecto gelatinoso, aderido a um substrato sólido, geralmente imerso em meio líquido, constituída por um aglomerado de células microbianas (ALISSON, 2003). Para além dos microrganismos, no biofilme em ambientes aquáticos encontram-se algas, protozoários, microcrustáceos e rotíferos, o que o torna um sistema biológico completo, com produtores, consumidores e decompositores (WETZEL, 1983).

O principal processo biológico utilizado para o tratamento de esgotos pode ser dividido entre dois tipos: processo de crescimento suspenso e de crescimento aderido (biofilme) dos microrganismos. No processo de adesão, os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou nutrientes (biofilme) aderem-se a um material suporte (JUNGLES, 2007).

A utilização de biofilme em lagoas de maturação tem a função de aumentar a eficiência do tratamento de esgotos. Vários substratos artificiais podem ser utilizados para o crescimento do perifiton (biofilme), como exemplo: materiais de PVC, fibra de vidro, acrílico, entre outros. O PVC mostrou ser um bom substrato para a comunidade perifítica em lagoa de estabilização, contribuindo para a melhoria do efluente em termos de DBO solúvel, sólidos suspensos e turbidez (BENTO, 2005).

Os materiais suportes utilizados para a formação de biofilme podem ser inorgânicos (brita, cascalho, areia, ou materiais sintéticos) ou orgânicos (plásticos, resto de folhas, casca de crustáceos, agregados de bactérias e outros). Estes materiais suportes podem estar totalmente imersos no líquido ou não imersos, com um espaço para a passagem de ar ou gás no biofilme acima da superfície do líquido (METCALF; EDDY, 2003).

As algas também estão sendo bastante utilizadas como remediadoras de águas contaminadas. A microalga *C. vulgaris* imobilizada demonstrou ser eficiente na remoção de fosfato em água residual (SILVA, 2007), reduzindo-o significativamente a sua concentração.

Macroalgas, como a *Elodea canadenses*, também já foi utilizada, apresentando um elevado desempenho na redução dos níveis de fósforo em águas eutróficas (GAO et al., 2009). Outra macroalga importante na biorremediação de águas eutrofizadas, é a *Porphyra yezoensis*, considerada uma espécie ativa na remoção do excesso de nutrientes em áreas costeiras eutróficas, reduzindo concentrações de amônia, nitrito, nitrato e fosfato (HE et al., 2008).

Crispim e colaboradores (2009) compararam a eficiência de dois sistemas biorremediadores na absorção de nutrientes, em um açude do semiárido, e constataram que o sistema de biofilme foi altamente eficaz na remoção de nutrientes, enquanto que o sistema com macrófita desempenhou uma função importante, mas com menor eficácia a remoção de fósforo.

5. METODOLOGIA

5.1. Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), situada no bairro de Mangabeira, sul da cidade de João Pessoa/PB (7°10" Sul, 34°49" Oeste), sendo denominada de ETE-Mangabeira. O monitoramento e a operação da estação são realizados pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA).

A ETE-Mangabeira foi inicialmente projetada para operar com quatro módulos de tratamento, cada um composto por três lagoas: a primeira aerada, a segunda aerada facultativa e a terceira de maturação. Entretanto, foram construídos apenas três módulos, e por problema mecânico nos aeradores, a estação está adaptada, funcionando como um sistema australiano: duas lagoas anaeróbias (lagoas menores) seguida de uma lagoa facultativa (maior lagoa) (Figura 1).

Figura 1: Vista área da estrutura da ETE-Mangabeira.

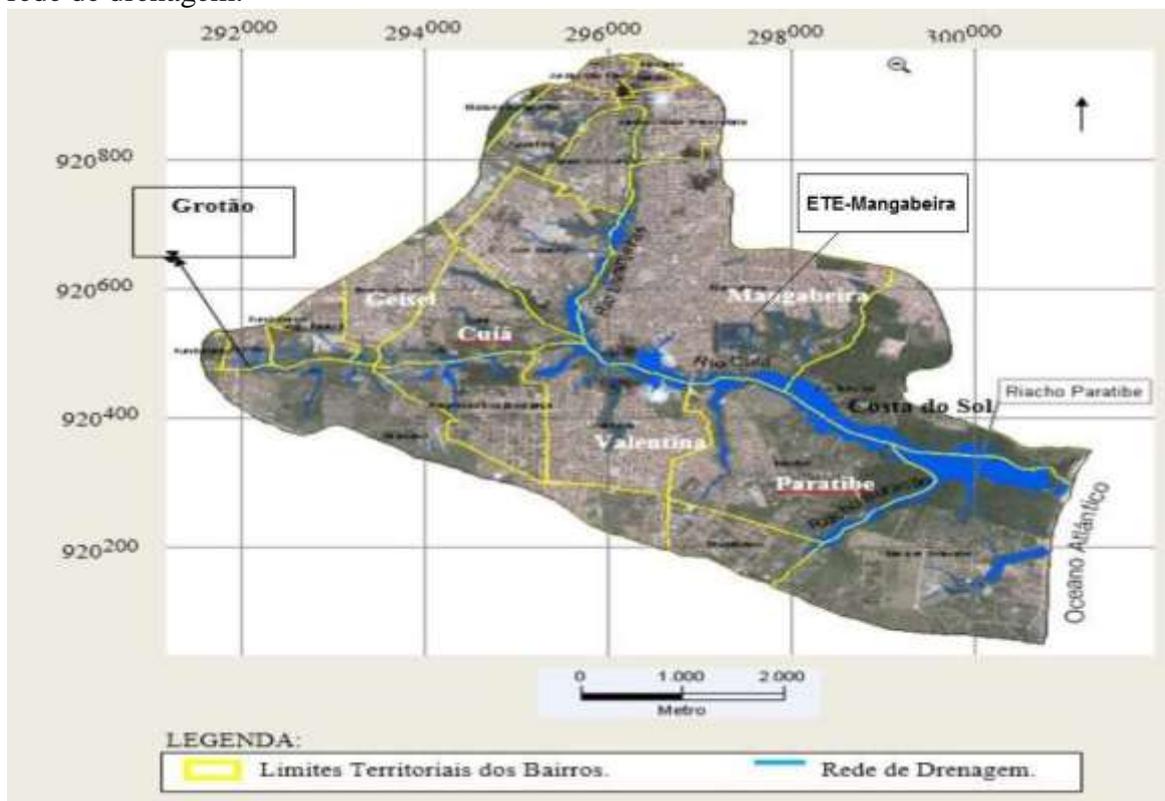


Fonte: *Google Earth*

A ETE-Mangabeira recebe esgoto diariamente de três bairros de João Pessoa: o conjunto Ernesto Geisel, Valentina Figueiredo e Mangabeira. Esses esgotos são bombeados por estações elevatórias, que convergem para uma caixa de distribuição e por fim, são encaminhados para os três módulos de tratamento. Após os efluentes serem tratados, estes são lançados no rio Cuiá, o qual é completamente urbano.

A principal nascente da bacia hidrográfica do rio Cuiá é localizada no conjunto habitacional no bairro Grotão (Figura 2). Seu percurso estende-se por aproximadamente 10 km, seguindo o sentido Oeste/Leste, até desaguar no oceano Atlântico na Praia do Sol (REIS, 2010).

Figura 2: Bacia hidrográfica do rio Cuiá apresentando os limites territoriais dos bairros e a rede de drenagem.



Fonte: Adaptado de Reis (2010).

A bacia do rio Cuiá está em constante ameaça devido ao crescimento urbano e às ações antrópicas. O principal processo de degradação é o desmatamento das matas ciliares, além de outro grave problema, a poluição dos rios, devido ao lançamento de lixo pela população ribeirinha e pela contaminação das águas com esgotos domésticos, industriais,

clandestinos e os lançados pela ETE-Mangabeira (MOURA-FILHO, 2014). A ETE-Mangabeira lança para o Rio Cuiá uma grande quantidade de nutrientes e de cianobactérias, como pode ser comprovado com as análises iniciais do experimento realizado neste trabalho.

5.2. Montagem do Experimento de Biorremediação

O experimento foi montado a partir do uso de caixas d'água de 500L, mais o efluente da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira e os dois sistemas biorremediadores: biofilme (substrato artificial – plásticos transparente) (Figura 3B) e macrófita (*Eichhornia crassipes*) (Figura 3C).

O ensaio experimental foi representado por: controle (contendo apenas o efluente da lagoa facultativa), biofilme (efluente + plásticos) e macrófita (efluente + macrófitas) (Figura 3), sendo cada tratamento com 3 réplicas. O tempo do mesmo foi de 40 dias, com análises a cada 20 dias.

Figura 3: Ensaio experimental apresentando os três tipos de tratamentos: A) controle, B) biofilme, C) macrófita.



Fonte: Acervo da autora

Para o desenvolvimento deste experimento coletou-se água da lagoa facultativa do módulo III, através de um motor com uma bomba de sucção a diesel, que foi transferida diretamente para as caixas d'água. O tratamento controle foi mantido apenas com água da lagoa facultativa. Para o tratamento com biofilme, plásticos suspensos por um cordel foram colocados nas caixas, totalizando uma área de 5,5 m² de substrato artificial por cada caixa. Por fim, no tratamento com macrófita foram colocadas cerca de 1.200 kg de biomassa da espécie *E. crassipes*.

5.3. Variáveis Físicas e Químicas

As variáveis físicas e químicas da água foram determinadas seguindo os padrões estabelecidos em APHA por CLESCERI et al. (1998) ou utilizando os equipamentos adequados para cada análise, como está descrito na tabela abaixo.

Tabela 2: Variáveis físicas e químicas e seus respectivos métodos de análise.

VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS	METODOLOGIA
N-NH ₄ ⁺ (N-amoniacal)	Método do fenol (CLESCERI et al., 1998)
N-NO ₂ ⁻ (N-nitrito)	Método colorimétrico (CLESCERI et al., 1998)
N-NO ₃ ⁻ (N-nitrato)	Método da coluna de cádmio (CLESCERI et al., 1998)
P-PO ₄ ³⁻ (P-ortofosfato)	Método do ácido ascórbico (CLESCERI et al., 1998)
Clorofila <i>a</i>	Extração em acetona 90% e análise colorimétrica
pH (Potencial Hidrogeniônico)	Sonda Multiparâmetro
OD (Oxigênio Dissolvido)	Sonda Multiparâmetro
Condutividade elétrica	Condutivímetro Tec-4MP
Transparência	Disco de Secchi

5.4. Variáveis Biológicas

5.4.1. Fitoplâncton

O fitoplâncton foi coletado em frascos de 50 ml e fixado em formol a 4%. A contagem foi realizada em um microscópio invertido, seguindo o método de Uthermöhl (1958). Contabilizava-se até obter no mínimo 400 indivíduos da espécie mais frequente, considerando indivíduo cada célula, colônia ou filamento.

➤ **Estrutura da comunidade fitoplanctônica:**

- Densidade (indivíduos/mL)

A densidade dos organismos foi calculada através do método descrito no Standard methods for the examination of water and wastewater (CLESCERI et al., 1998), de acordo com a seguinte equação:

$$D \text{ (ind/ml)} = \frac{C \times A_t}{A_f \times F \times V}$$

Onde:

D= densidade de organismos

C= número de indivíduos contados

A_t (mm²) = área total do fundo da câmara de sedimentação

A_f (mm²) = área do campo de contagem

F = número de campos de contagem

V = Volume da amostra sedimentada

- Porcentagem de Contribuição das Classes

A porcentagem de contribuição de cada classe dos grupos taxonômicos do fitoplâncton foi calculada em relação à densidade total, de acordo com a equação abaixo:

$$PCC = \frac{D_c \times 100}{D_t}$$

Onde:

PCC = Porcentagem de contribuição das classes

D_c = Densidade de cada classe

D_t = Densidade total das classes

- Frequência Específica

A frequência específica de cada espécie foi calculada de acordo com a equação:

$$F_o = \frac{T_a \times 100}{TA}$$

Onde:

Fo = Frequência específica

Ta = Número de amostras em que a espécie foi encontrada

TA = Número total de amostras analisadas

Os dados obtidos com a aplicação desta equação permitiram classificar as espécies em:

Espécie Muito Frequente, se $F \geq 70\%$

Espécie Frequente, se $70\% > F \geq 40\%$

Espécie Rara, se $40\% > F \geq 10\%$

Espécie Esporádica, se $F < 10\%$

5.4.2. Zooplâncton

O zooplâncton foi coletado a partir da filtração de 40 litros de água de cada réplica, em uma rede de plâncton cônica com malha de 45 μ m de abertura de malha. As amostras foram fixadas com formol a 4% e contadas na câmara de Sedgewick-Rafter, contando-se no mínimo 100 indivíduos. As espécies foram identificadas utilizando a literatura pertinente: Elmoor-Loureiro, 1997 (Cladoera); Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978 (Rotifera).

5.5. Análises Estatísticas

Para aferir diferenças entre os diversos parâmetros (análises físicas e químicas, classes de fitoplâncton e zooplâncton) em relação aos três tratamentos realizou-se uma análise de variância (ANOVA), com comparações múltiplas de médias (Tukey Contrasts). E para estimar diferenças entre os tipos de tratamentos, utilizou-se o Índice de Dissimilaridade de Horn-Morisita. O índice foi utilizado na construção de um dendograma através de uma análise de Cluster pelo método UPGMA - Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean, que indica graficamente a similaridade entre os tipos de tratamento com base nas variáveis físico e químicas e classes de fitoplâncton.

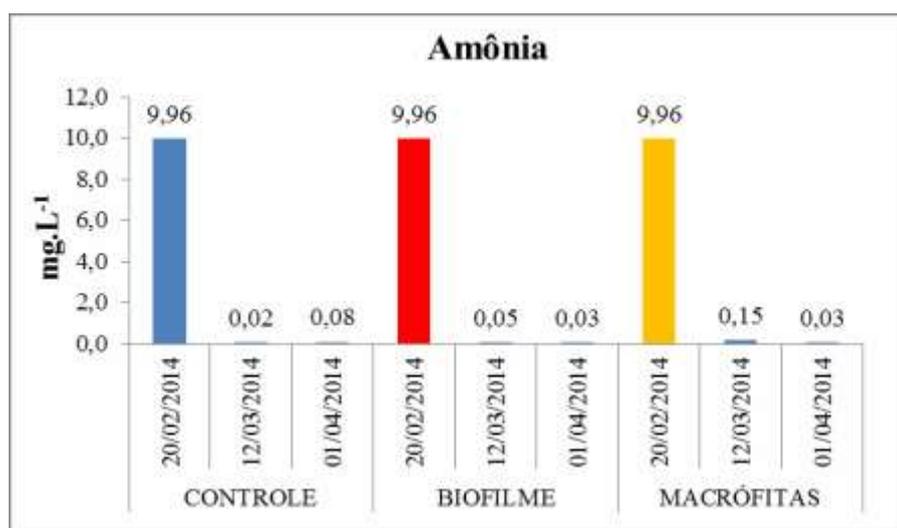
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

6.1.1 Compostos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato)

Os valores iniciais de todos os resultados expressos representam as características físicas e químicas do efluente da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira. A amônia apresentou uma elevada concentração ($9,96 \text{ mg L}^{-1}$) apenas na primeira amostragem de análise. Ao longo do experimento os níveis de amônia foram reduzidos em todos os tratamentos, inclusive no controle (Figura 4).

Figura 4: Concentração de amônia (mg.L^{-1}) no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



Fonte: Análise dos dados.

Em soluções aquosas, a amônia pode se apresentar na forma ionizada (NH_4^+), denominada íon amônio, e na forma não ionizada, conhecida simplesmente como amônia (NH_3). As duas formas constituem amônia total ou nitrogênio amoniacal total (REIS; MENDONÇA, 2009; PEREIRA; MERCANTE, 2005; MIWA; FREIRE; CALIJURI, 2007; QUEIROZ; BOEIRA, 2007).

O equilíbrio entre estas formas da amônia depende de características físicas e químicas dos corpos d'água. Elevações do pH e da temperatura interferem no equilíbrio químico, por

exemplo, quando o pH encontra-se de ácido a neutro, verifica-se a predominância de NH_4^+ , enquanto que, quando o pH está acima de 10, ou seja meio alcalino, prevalece a amônia livre (NH_3) (PEREIRA, MERCANTE, 2005). Entretanto, não foi possível observar esta relação no experimento, uma vez que, o padrão na redução da amônia foi obtida nos três tratamentos, mesmo estes apresentando pH ácido (tratamento com macrófita) e pH alcalino (controle e biofilme).

As menores concentrações de amônia foram verificadas no final do experimento nos tratamentos biofilme e macrófita, apresentando o mesmo valor de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$. Entretanto também foi observado uma redução no tratamento controle, obtendo uma concentração final de $0,08 \text{ mg.L}^{-1}$, indicando assim, que os sistemas biorremediadores não foram os únicos responsáveis por essa redução. Todavia Crispim et al. (2009) obtiveram uma remoção significativa na concentração de amônia utilizando os mesmos sistemas biorremediadores deste experimento.

A forma não ionizada da amônia (NH_3) é a mais tóxica para os organismos aquáticos (QUEIROZ; BOEIRA, 2007). Em sistemas de cultivo de peixes, níveis de amônia entre $0,70$ e $2,40 \text{ mg.L}^{-1}$ podem ser letais, quando expostos por curto período. Contudo, a exposição contínua a concentrações acima de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ pode causar intensa irritação e inflamação nas brânquias. Comparando com os dados, até as baixas concentrações obtidas no final do experimento, podem ser prejudiciais à comunidade aquática.

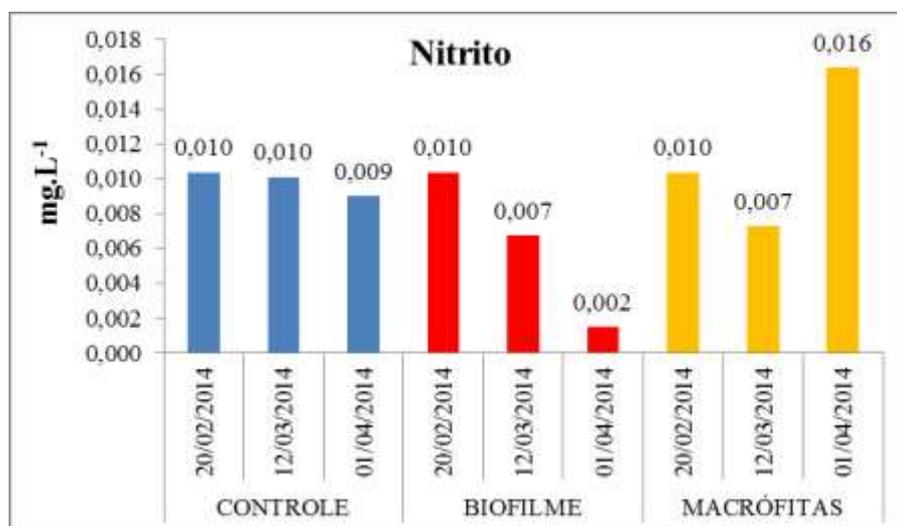
A concentração inicial de amônia no experimento ($9,96 \text{ mg.L}^{-1}$) é a quantidade lançada pela ETE-Mangabeira no rio Cuiá. Estas elevadas concentrações, devem comprometer a saúde de organismos aquáticos, prejudicando a sua funcionalidade e até mesmo sendo letal para algumas espécies, além de que, contribui no processo de eutrofização do corpo hídrico receptor.

O processo de conversão da amônia em nitrato é conhecido por nitrificação. Este processo é mediado pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas* que oxidam o íon amônio em nitrito e pelas bactérias *Nitrobacter* que oxidam nitrito a nitrato (PEREIRA; MERCANTE, 2005).

As concentrações de nitrito nos tratamentos foram distintas: no controle o valor permaneceu quase estável, passando de $0,010$ para $0,009 \text{ mg.L}^{-1}$. Enquanto que no tratamento com biofilme observou-se uma eficiência na absorção desse íon, com uma redução de $0,010$ para $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$. Já no sistema de biorremediação por macrófitas foi encontrado um

decréscimo no início, de 0,010 para 0,007 mg.L⁻¹ e depois um aumento para 0,016 mg.L⁻¹ (Figura 5).

Figura 5: Concentração de nitrito (mg.L⁻¹) no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



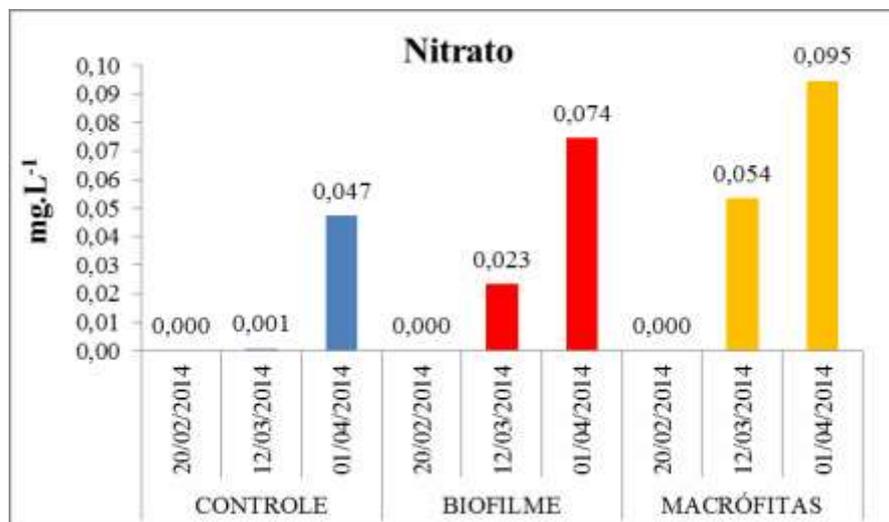
Fonte: Análise dos dados.

O acréscimo das concentrações de nitrito no tratamento com macrófitas, no final do experimento, pode ser explicado devido à decomposição das folhas, que promoveu um aumento da matéria orgânica no meio, e/ou também pela redução de oxigênio no sistema, não permitindo assim a nitrificação.

Bento (2005) constatou a possibilidade do aumento da nitrificação em lagoas de estabilização utilizando diversos substratos artificiais (biofilme), sendo observada maior atividade nitrificante nas lagoas com os suportes de PVC e acrílico.

O nitrato foi o único nutriente que apresentou um aumento constante no decorrer do experimento. No início, não foi detectado a presença desse íon, mas ao longo dos dias analisados a concentração teve uma elevação crescente em todos os tratamentos (Figura 8). No tratamento controle, no final do estudo, foi obtido uma concentração de 0,047 mg.L⁻¹ de nitrato, enquanto que no biofilme, um valor mais elevado, 0,074 mg.L⁻¹, e por fim, o tratamento com macrófita, que registrou a maior concentração, com 0,095 mg.L⁻¹ (Figura 6).

Figura 6: Concentração de nitrato (mg.L^{-1}) no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



Fonte: Análise dos dados.

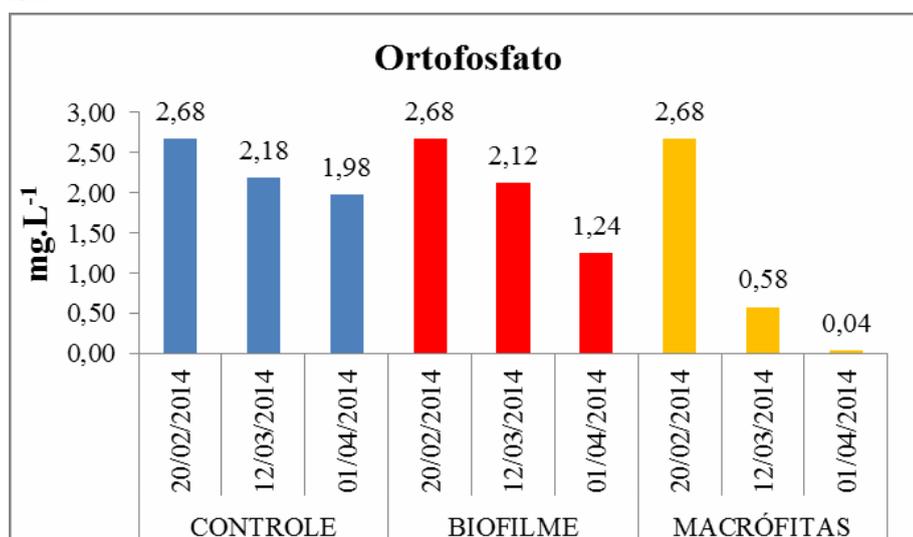
A atual resolução do CONAMA, a Resolução N° 430, que determina os padrões de lançamentos de efluentes é omissa em relação a valores importantes no diagnóstico dos efluentes, não estabelecendo as concentrações de nutrientes essenciais na verificação do processo de eutrofização, como nitrato, nitrito e compostos fosfatados. Todavia estabelece um nível máximo de amônia em efluentes, determinado por um valor de concentração, 20 mg L^{-1} (CONAMA, 2011), estando em relação a esse composto, o efluente da ETE de Mangabeira, abaixo dos valores máximos permitidos.

6.1.2 Ortofosfato

A quantidade de ortofosfato apresentado nos três tratamentos manteve um padrão de decaimento ao longo do período analisado, sendo a redução mais evidente no tratamento com macrófitas. A diminuição nos níveis de ortofosfato também foi perceptível no tratamento com biofilme, demonstrando que esse pode ser um importante sistema para reduzir a quantidade desse nutriente em ambientes eutrofizados. Inicialmente, os três tratamentos apresentaram uma concentração de ortofosfato de $2,68 \text{ mg.L}^{-1}$. No final do experimento essa concentração diminuiu para $1,98 \text{ mg.L}^{-1}$ no tratamento controle, $1,24 \text{ mg L}^{-1}$ no sistema com biofilme e $0,04$ no sistema com macrófita (Figura 7).

Os sistemas biorremediadores demonstraram que podem ser eficientes na remoção deste nutriente no meio, sendo o tratamento com macrófita mais eficiente. Em contraste com este resultado, Crispim e colaboradores (2009) notaram eficiência de absorção de ortofosfato em tratamento com biofilme, superior à macrófita, em água de açude. É possível que em concentrações menos elevadas de nutrientes, a macrófita apresente uma menor eficiência que o biofilme, se revertendo à situação em ambientes artificiais, muito mais ricos em sais minerais, como no caso estudado, uma ETE. No trabalho acima, as concentrações ambientais de amônia eram de cerca de 0,20 mg.L⁻¹ e de ortofosfato era de 0,03 mg.L⁻¹, bastante inferiores aos presentes neste trabalho.

Figura 7: Concentração de ortofosfato (mg.L⁻¹) no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



Fonte: Análise dos dados.

Jungles (2007) observou menores valores de fosfato em lagoas de maturação associadas com biofilme, obtendo valores médios de 5,11 mg.L⁻¹, e sem a presença do biofilme este valor era de 7,43 mg.L⁻¹, comprovando assim, a importância do biofilme na absorção deste nutriente.

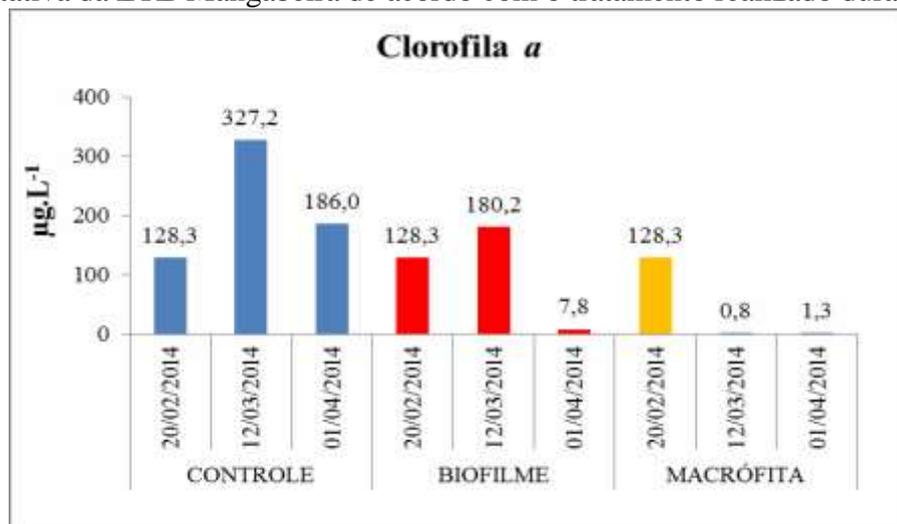
Assim como o nitrogênio, apresentados em forma de compostos nitrogenados acima (amônia, nitrito e nitrato), o fósforo é um dos principais nutrientes para os processos biológicos de produção, em virtude de existir em pequenas concentrações no ambiente, sendo assim, considerado um elemento limitante à produtividade. Nos efluentes, o fósforo aparece

na forma de compostos orgânicos, principalmente os polifosfatos, os quais estão presentes nos detergentes sintéticos (QUEVEDO; PAGANINI, 2011) e sua quantidade nesse composto representa 50% da concentração de fósforo total no esgoto doméstico. Os polifosfatos transformam-se em ortofosfato pelo mecanismo de hidrólise no próprio sistema de coleta do esgoto (MOTA; VON SPERLING, 2009), contribuindo com a elevada produtividade presente nas ETE.

6.1.3. Clorofila *a*

A concentração de clorofila foi reduzida ao longo dos 40 dias de experimento, nos três tratamentos. Entretanto foi observado um aumento nos níveis de clorofila na segunda avaliação da amostragem no tratamento controle e no biofilme (Figura 8). A ausência de aumento no tratamento macrófita ocorreu devido à rápida proliferação destas, que ocuparam toda a superfície da água, evitando a penetração de luz, o que se refletiu na diminuição da densidade do fitoplâncton. Este padrão de aumento entre o vigésimo dia de experimento também foi observado por Bento (2005), o qual obteve no 21º dia os valores mais elevados de clorofila *a* nos diferentes tratamentos utilizados: reatores sem substrato (controle) e reatores com substrato de PVC, vidro e acrílico.

Figura 8: Concentração de clorofila-*a* no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



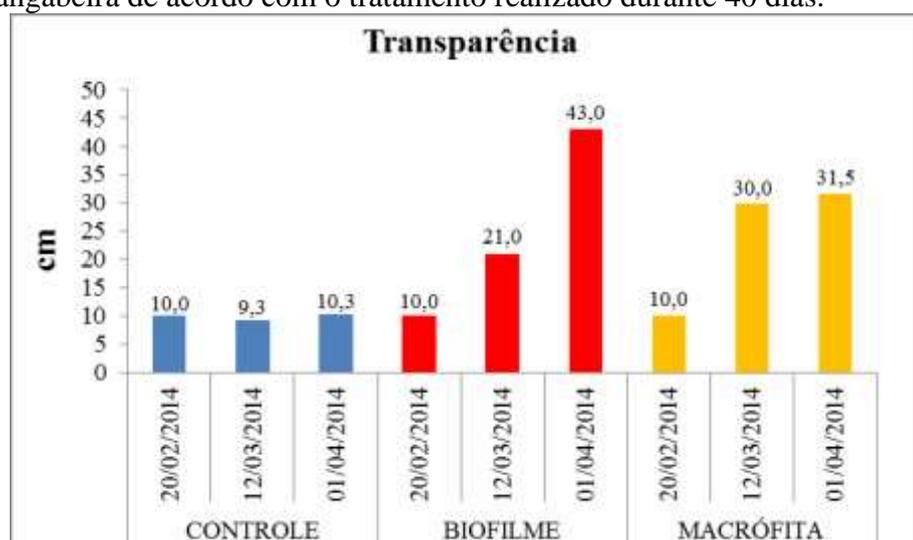
Fonte: Análise dos dados.

6.1.4. Transparência

A transparência é um importante parâmetro para caracterizar este experimento, visto que, aferiu a condição como se apresentavam os três tratamentos: no tratamento controle, o efluente permaneceu com uma cor forte esverdeada, praticamente mantendo a mesma transparência durante todo o período analisado, variando de 10 para 10,3 cm de profundidade.

Os tratamentos com biofilme e com macrófita obtiveram um considerável aumento neste parâmetro, passando de 10 para mais de 43 cm e de 10 para 31,5 cm, respectivamente (Figura 9). O tratamento com biofilme obteve uma transparência total, visto que, observou-se completamente o disco de Secchi no fundo das caixas (a 43 cm de profundidade). A transparência não foi absoluta no sistema com macrófita, devido à água apresentar uma coloração marron, caracterizada pela presença de ácidos húmicos no meio.

Figura 9: Transparência no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



Fonte: Análise dos dados.

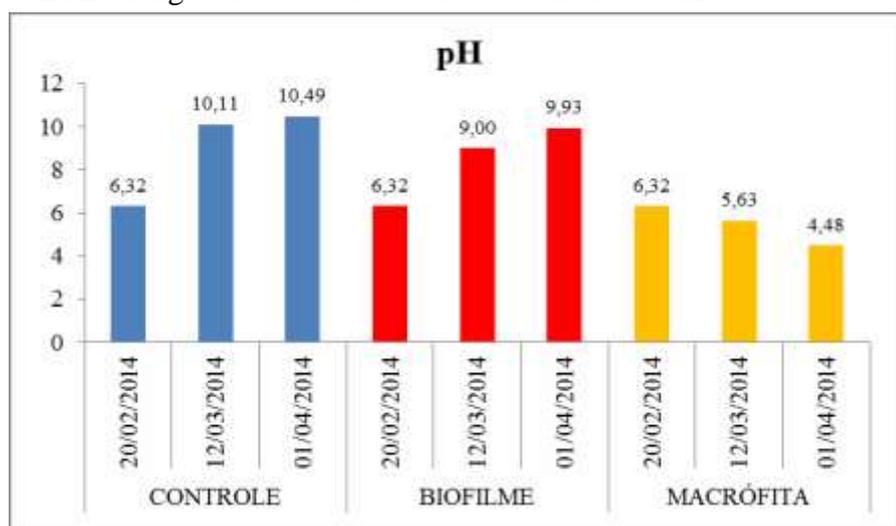
6.1.5. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH nos tratamentos controle e biofilme tiveram um acréscimo passando de um ligeiramente ácido para tornar-se básico (Figura 10). O aumento de pH é característico de ambientes eutrofizados, favorecendo o crescimento de cianobactérias. Entretanto, este aumento não foi observado no tratamento com macrófita, o qual obteve um decréscimo que

pode ser explicado pela baixa atividade fotossintética, caracterizada neste caso pela ausência de luz no sistema em razão do crescimento das macrófitas e também pela alta decomposição formando os ácidos húmicos, o que reduz o pH do meio.

O pH é uma variável dependente da fotossíntese e da respiração, tendo seu aumento pela ação da atividade fotossintética e sua diminuição com a respiração (GRANADO, 2004).

Figura 10: Valores de pH no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.

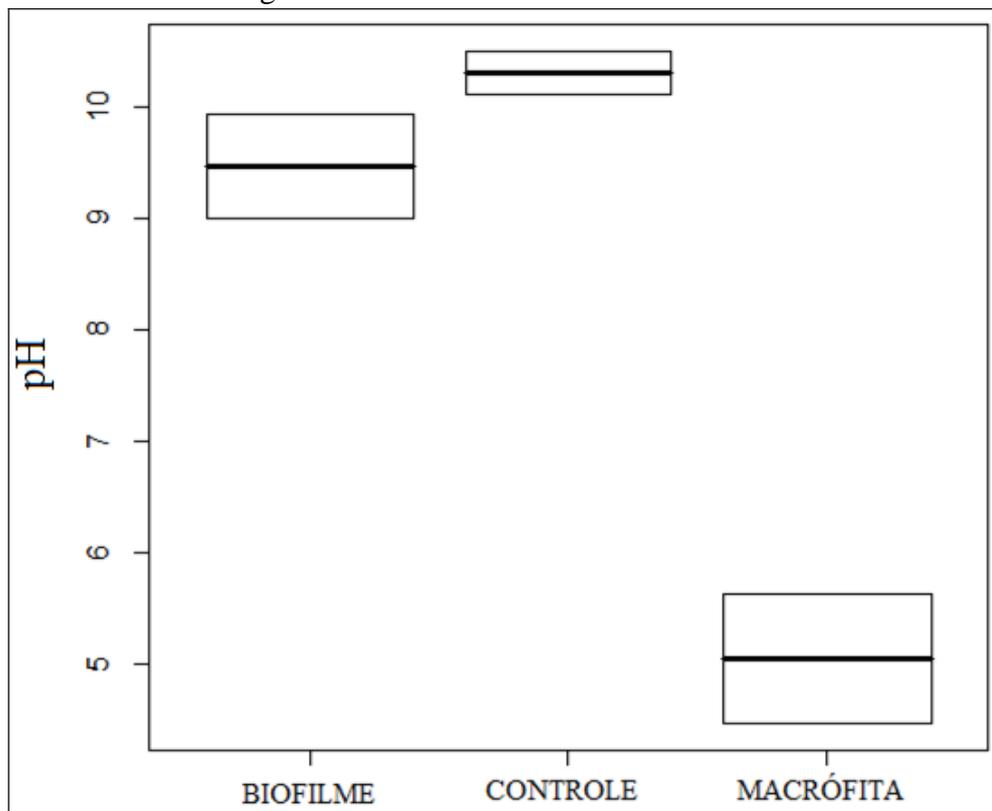


Fonte: Análise dos dados.

O pH elevado no tratamento controle foi devido à alta atividade fotossintética pelo fitoplâncton (MAGALHÃES, 2007; GRANADO, 2004), o qual absorve o CO₂ e torna o ambiente alcalino. Também foi observado o aumento do pH no tratamento com biofilme, mas de forma menos acentuada. Em contraste, Bento (2005) observou variações significativas no pH, em lagoas de estabilização sem e com a presença de biofilme, sendo detectados os valores menores no tratamento com o biofilme.

Nas comparações estatísticas entre os tratamentos e as análises físicas e químicas, observou diferenças significativas apenas do pH entre os tratamentos controle e macrófita e também entre biofilme e macrófita ($p < 0,05$). Não foi observada diferença entre o controle e o biofilme, isto é até perceptível, uma vez que, os valores são bastante semelhantes (Figura 11 e Tabela 3).

Figura 11: Mediana do pH no experimento de biorremediação com com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



Fonte: Análise dos dados.

Tabela 3: Análise comparativa das variáveis físicas e químicas no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado.

VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS	Anova - Comparações múltiplas de médias (Tukey Contrasts)		
	Controle-Biofilme	Controle-Macrófitas	Biofilme-Macrófitas
Amônia	NS	NS	NS
Nitrito	NS	NS	NS
Nitrato	NS	NS	NS
Ortofosfato	NS	p≤0,05	NS
Clorofila	NS	NS	NS
Transparência	NS	NS	NS
pH	NS	p<0,05	p<0,05
Condutividade elétrica	NS	NS	NS
Oxigênio Dissolvido	NS	NS	NS

Fonte: Análise dos dados.

Legenda: NS = Não significativo.

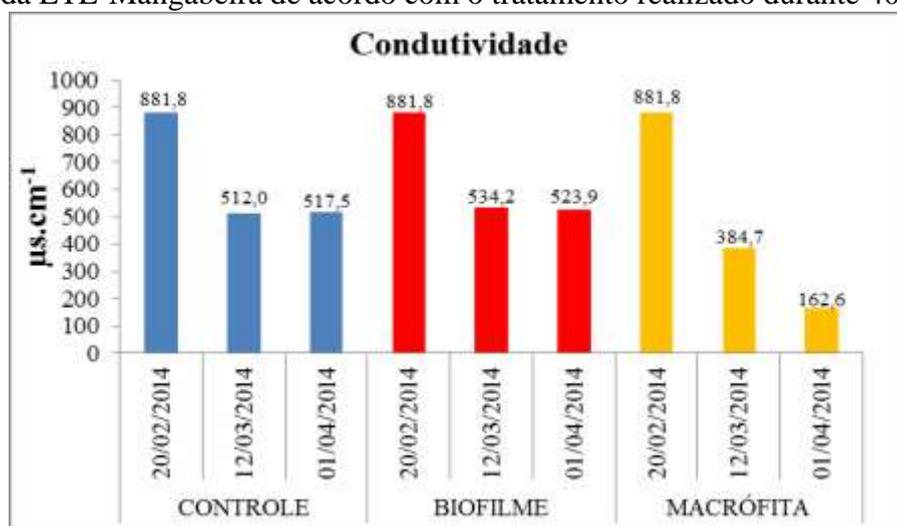
6.1.6. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica nos três tratamentos apresentou-se com padrão semelhante, obtendo uma redução ao fim do experimento (Figura 12). No sistema com macrófita houve uma diminuição gradativa, apresentando no final a menor concentração, $162,6 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$, indicando este sistema como mais eficiente na retirada de sais minerais.

A semelhança entre os valores do tratamento controle e biofilme indica que o decréscimo não está associado apenas à atividade biorremediadora do sistema biofilme, sendo outros fatores envolvidos para a ocorrência da diminuição da condutividade elétrica nesses tratamentos, como a elevada absorção por parte das plantas (macrófitas, fitoplâncton e algas do perifíton) presentes em todos os sistemas.

O alto valor de condutividade elétrica observado no início do experimento deve estar relacionado ao processo de decomposição da matéria orgânica na lagoa facultativa, liberando assim, substâncias inorgânicas que são responsáveis por elevar a condutividade do efluente (GOMES, 2002). Por isso, comumente são encontrados altos valores de condutividade em águas poluídas (GRANADO, 2004).

Figura 12: Condutividade elétrica no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



Fonte: Análise dos dados.

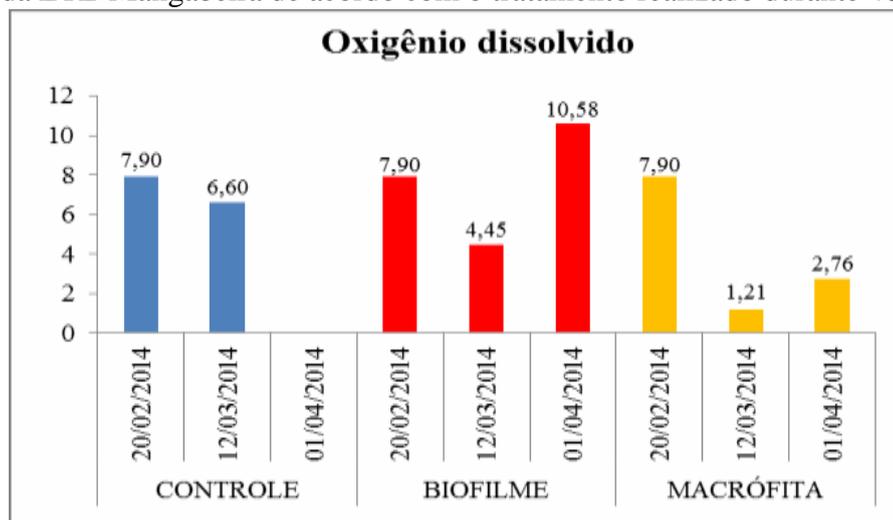
Diferentemente do que foi observado acima, Crispim e colaboradores (2009) observaram um aumento da condutividade elétrica no final de experimento com os mesmos

três tratamentos, controle, biofilme e macrófita em água de açude, apresentando valores acima de $600,0 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ no início (dia 1) e no fim do experimento (dia 45) observaram valores acima de $1.300,0 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$. Como esse experimento foi realizado num açude do semi árido, as elevadas taxas de evaporação do ambiente, foram responsáveis por perda de água (H_2O) no experimento, causando a concentração dos sais, o que elevou os valores de condutividade elétrica.

6.1.7. Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido foi reduzido ao longo de 20 dias de experimento, sobretudo no tratamento com macrófitas (Figura 13). Esta redução no caso das macrófitas pode estar associada à biomassa da superfície do sistema impedindo a entrada de luz e a ocorrência da fotossíntese por parte das microalgas, principal fonte de oxigênio na coluna de água. Nos tratamentos controle e biofilme outros fatores devem ter contribuído para esta diminuição, como as elevadas temperaturas, o que torna o oxigênio mais solúvel e dessa forma aumenta a perda deste gás para a atmosfera. No final do experimento, quem apresentou valores mais elevados foi o controle, valores superiores ao detectável pelo equipamento, o que não permitiu a sua análise. Valores muito elevados de oxigênio durante o dia tornam-se valores muito baixos durante a noite, pela ausência de fotossíntese nesse período, sendo assim, estas grandes oscilações de oxigênio no ambiente não são desejáveis. Comparando as concentrações de oxigênio entre o tratamento com a macrófita e o biofilme, este último demonstrou ser mais eficiente na retenção deste gás na coluna de água.

Figura 13: Oxigênio dissolvido no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



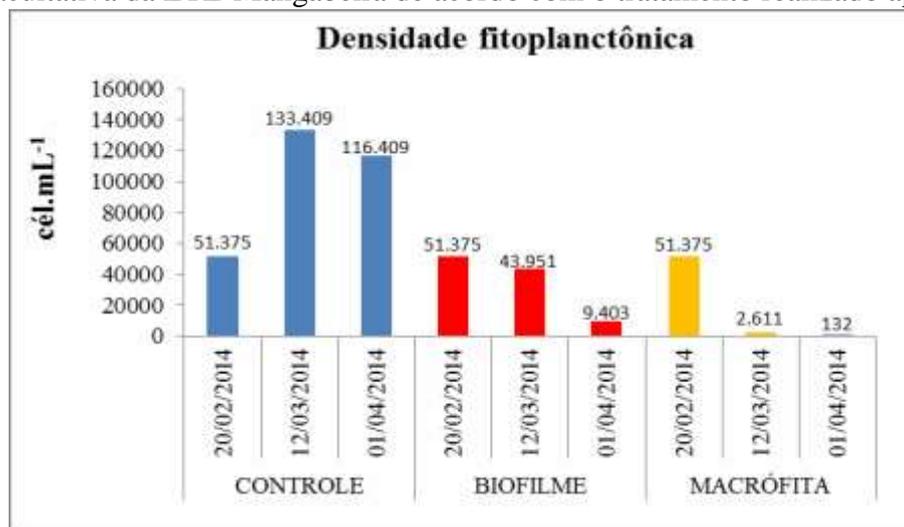
Fonte: Análise dos dados.

6.2. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

6.2.1 Fitoplâncton

A densidade do fitoplâncton variou entre os três tratamentos: obtendo-se uma redução nos sistemas biorremediadores e um aumento no controle (Figura 14). O acréscimo da densidade no tratamento controle é caracterizado pela propagação das cianobactérias, que tiveram o seu crescimento favorecido pelo aumento do pH.

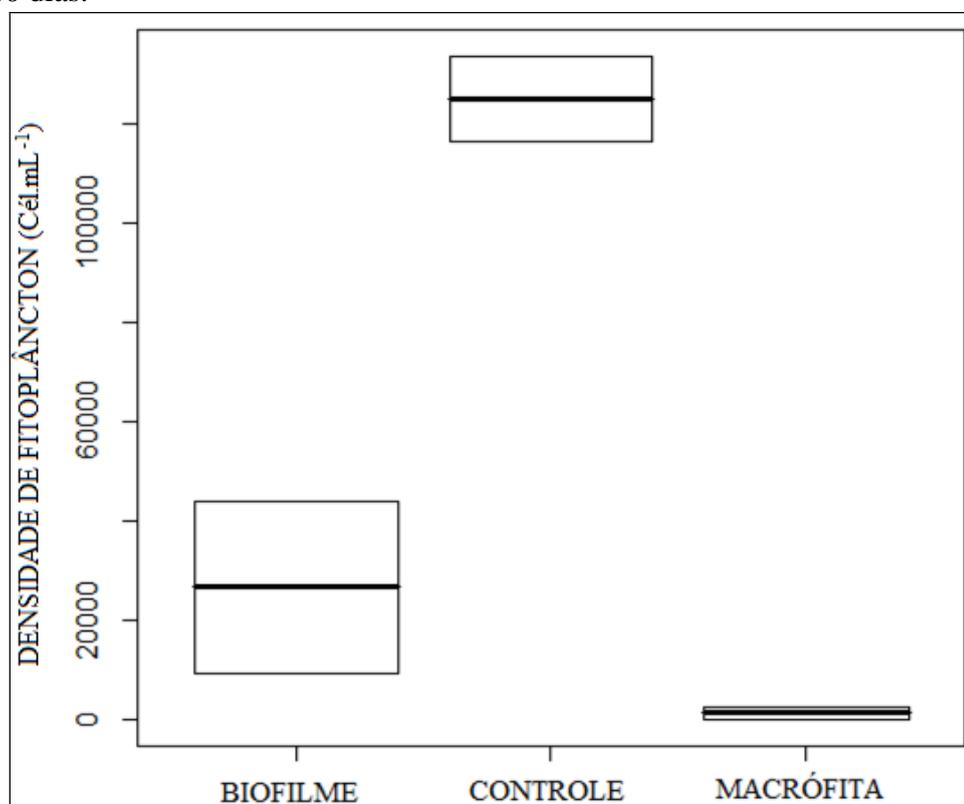
Figura 14: Densidade média de fitoplâncton no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado após 40 dias.



Fonte: Análise dos dados.

Correlacionando a densidade fitoplanctônica média durante os 40 dias de experimento nos três tratamentos verificou-se que estes são diferentes estatisticamente ($p < 0,05$), constatando uma densidade de $123.909 \text{ ind.mL}^{-1}$ no tratamento controle, $26.677 \text{ ind.mL}^{-1}$ no biofilme, e por fim, 1.371 ind.L^{-1} no tratamento com macrófita (Figura 15). Isto mostra que a presença do biofilme não impede o crescimento do fitoplâncton, apenas o controla, o que é desejável, visto que este é alimento para a comunidade zooplanctônica, que tem uma função essencial no ambiente aquático, por ser elo de união na cadeia alimentar entre os produtores primários e os outros consumidores da biota.

Figura 15: Mediana da densidade total de fitoplâncton no experimento de biorremediação com efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado durante 40 dias.



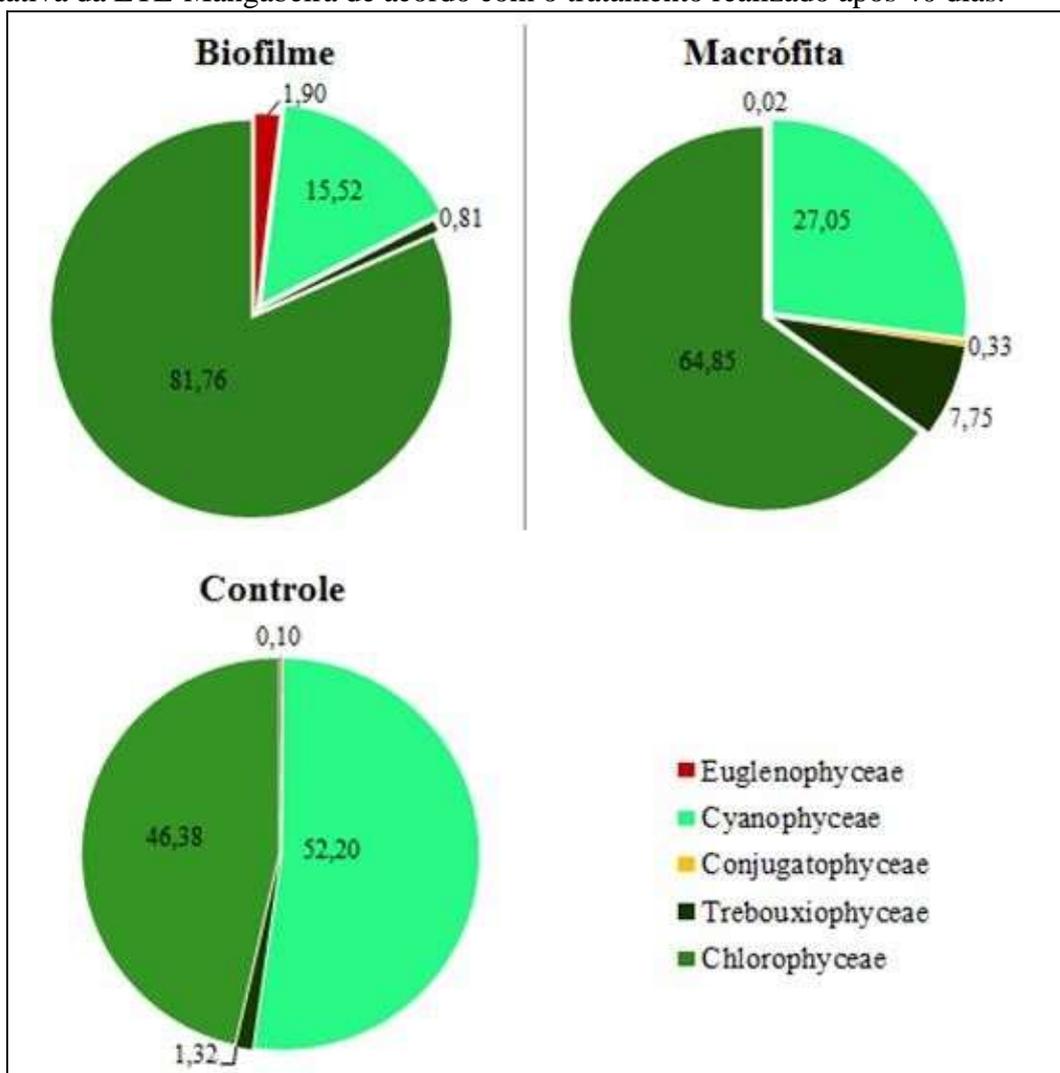
Fonte: Análise dos dados.

A densidade foi representada por cinco classes taxonômicas de fitoplâncton, sendo o percentual distribuído da seguinte forma: a classe Chlorophyceae, mais representativa nos tratamentos biofilme e macrófita, apresentou os seguintes percentuais: 81,76% e 64,85%, respectivamente. Enquanto que, no tratamento controle houve predominância da classe Cyanophyceae, com 52,20%, seguida da classe Chlorophyceae com 46,38% (Figura 16).

A menor porcentagem (15,52%) da classe Cyanophyceae foi observada no tratamento com biofilme. Demonstrando a capacidade deste sistema biorremediador em reverter a composição do fitoplâncton, antes dominada pela presença de cianobactérias. Este dado é importante no sistema, visto que, muitas espécies desta classe produzem toxinas e desestabilizam o ecossistema aquático (CARNEIRO; LEITE, 2007). Por outro lado as Chlorophyceae são mais adequadas como alimento, tanto em nutrição, como em ingestão, o que favorece o restante da cadeia alimentar.

A distribuição e abundância das espécies em cada tratamento estão relacionadas com dois fatores principais: a tolerância às condições ambientais e as relações ecológicas existentes (GONÇALVES, 2008). Assim, a diferença nas condições que foram estabelecidas durante os 40 dias de experimento entre os tratamentos caracterizou a composição do fitoplâncton.

Figura 16: Porcentagem da contribuição de classes de fitoplâncton no efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira de acordo com o tratamento realizado após 40 dias.

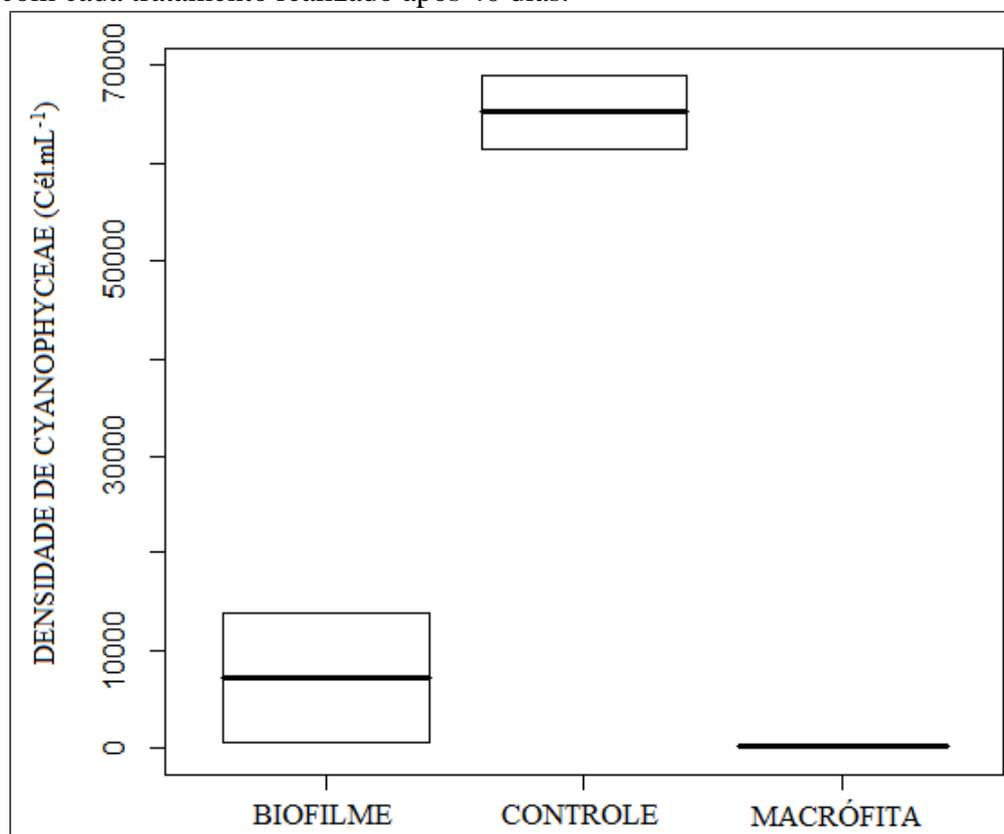


Fonte: Análise dos dados.

Das cinco classes representadas (Euglenophyceae, Cyanophyceae, Conjugatophyceae, Trebouxiophyceae e Chlorophyceae) apenas a densidade da classe Cyanophyceae foi diferente estatisticamente ($p < 0,05$), quando comparados os sistemas biorremediadores com o tratamento controle (Figura 17 e Tabela 4). Dessa forma, demonstrando a capacidade destes

sistemas (biofilme e macrófita) por meio das alterações ambientais modificarem a composição fitoplanctônica.

Figura 17: Densidade da classe Cyanophyceae no experimento de biorremediação com de acordo com cada tratamento realizado após 40 dias.



Fonte: Análise dos dados.

Tabela 4: Resultados de ANOVA entre a densidade das classes de fitoplâncton e os tratamentos: controle, biofilme e macrófita no experimento de biorremediação com efluente da ETE de Mangabeira, João Pessoa/PB.

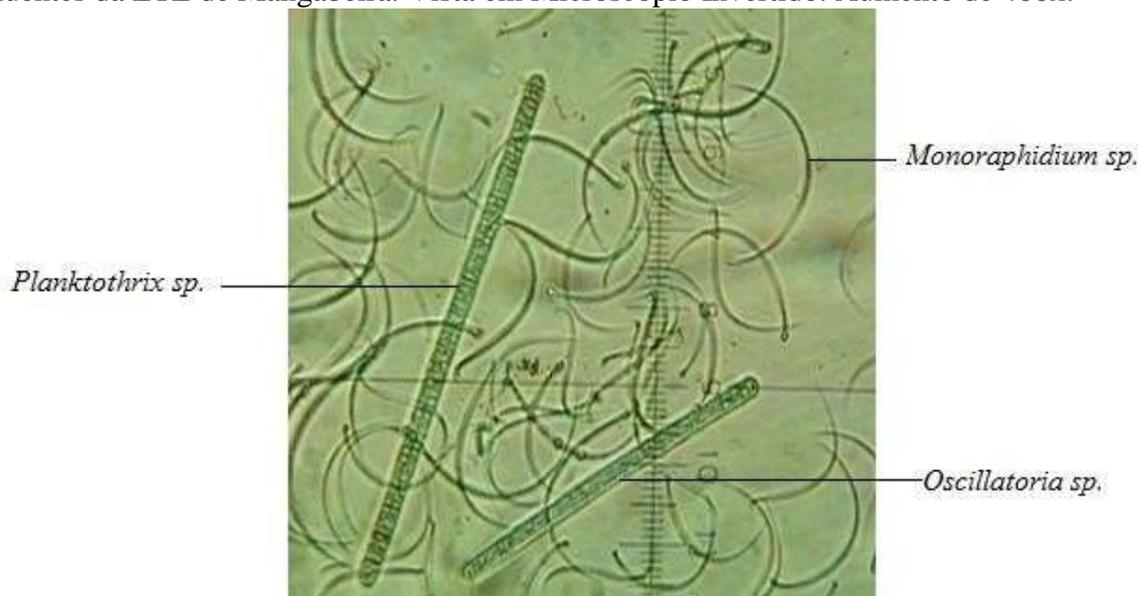
CLASSES FITOPLÂNTON	Anova - Comparações múltiplas de médias (Tukey Contrasts)		
	Controle-Biofilme	Controle-Macrófita	Biofilme-Macrófita
Euglenophyceae	NS	NS	NS
Cyanophyceae	p<0,05	p<0,05	NS
Conjugatophyceae	NS	NS	NS
Trebouxiophyceae	NS	NS	NS
Chlorophyceae	NS	NS	NS

NS=Não significativo

Em relação à frequência de ocorrência de espécies de fitoplâncton nos três tratamentos foi notada a presença muito frequente das cianobactérias *Oscillatoria sp.* e *Planktothrix sp.* e

da clorofíceia *Monoraphidium sp.* (Figura 18). Todavia, em cada tratamento sobressaiu uma espécie de fitoplâncton, por exemplo: no controle foi observada a presença da clorofíceia *Oocystis sp.*, já no biofilme, encontrou-se mais *Chlorella sp.*, e por fim, no sistema com macrófita notou-se frequente a espécie *Phacus sp.* (Figura 19).

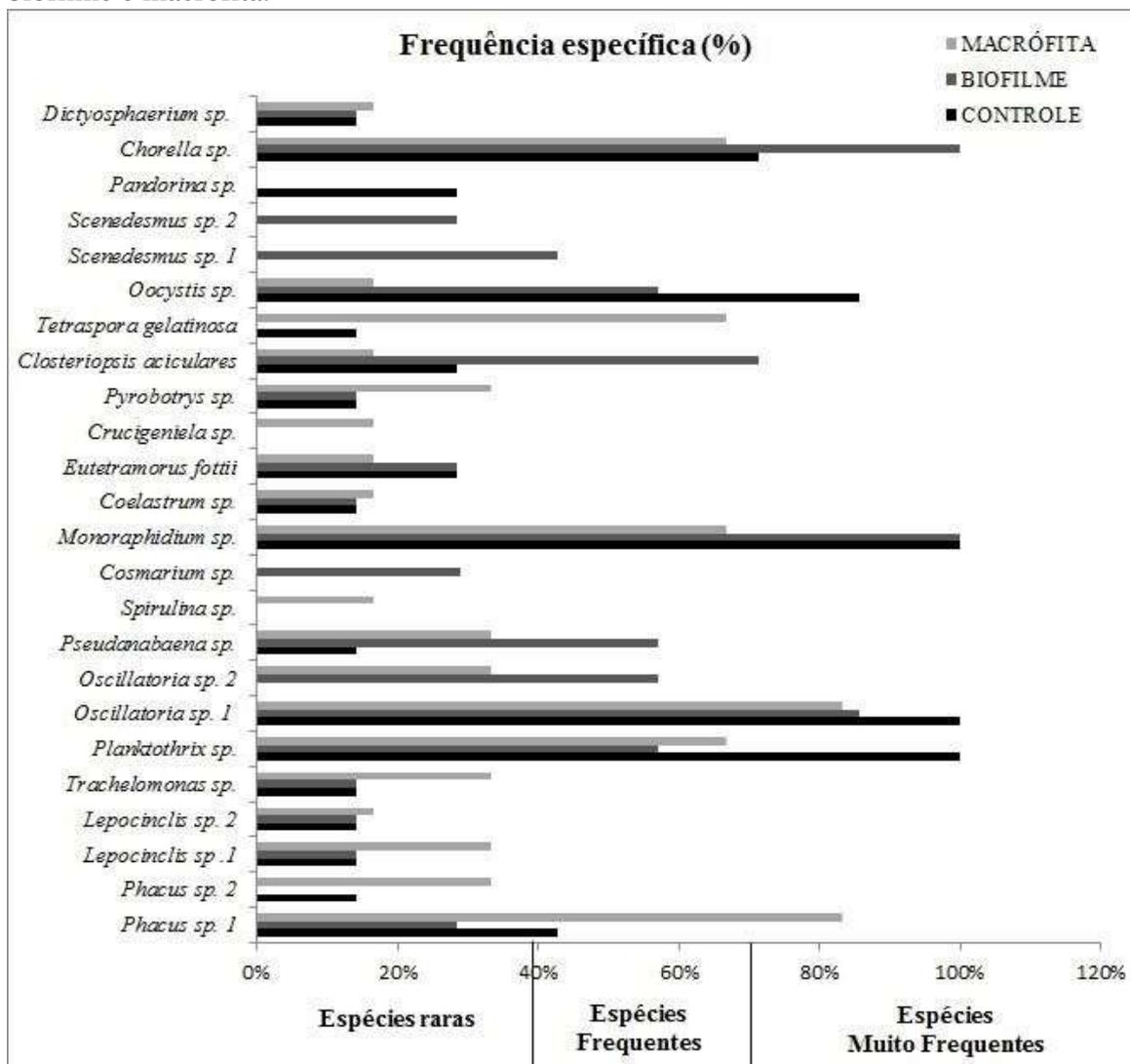
Figura 18: Espécies de fitoplâncton mais frequentes no experimento de biorremediação com efluentes da ETE de Mangabeira. Vista em Microscópio Invertido. Aumento de 400x.



Fonte: Acervo da autora.

A comumente presença do gênero *Oscillatoria* em lagoas de estabilização (KONIG; CEBALLOS; ALMEIDA, 2002; GRANADO, 2004; FALCO, 2005; FURTADO, 2007; SOLDATELLI, 2007; GONÇALVES, 2008; OLIVEIRA, 2010; MAGALHÃES, 2011) é um fator preocupante para a saúde ambiental e humana, uma vez que, são produtoras de cianotoxinas e são carregadas para os ambientes naturais, pelos efluentes das ETE. De acordo com Brasil (2003), em muitos casos, as cianobactérias causadoras de danos desaparecem dos reservatórios antes mesmo que autoridades de saúde pública considerem uma floração como possível risco, mas suas toxinas podem permanecer no ambiente e quando em solução, são dificilmente removidas pelo tratamento convencional.

Figura 19: Frequência específica do fitoplâncton de acordo com os tratamentos: controle, biofilme e macrófita.



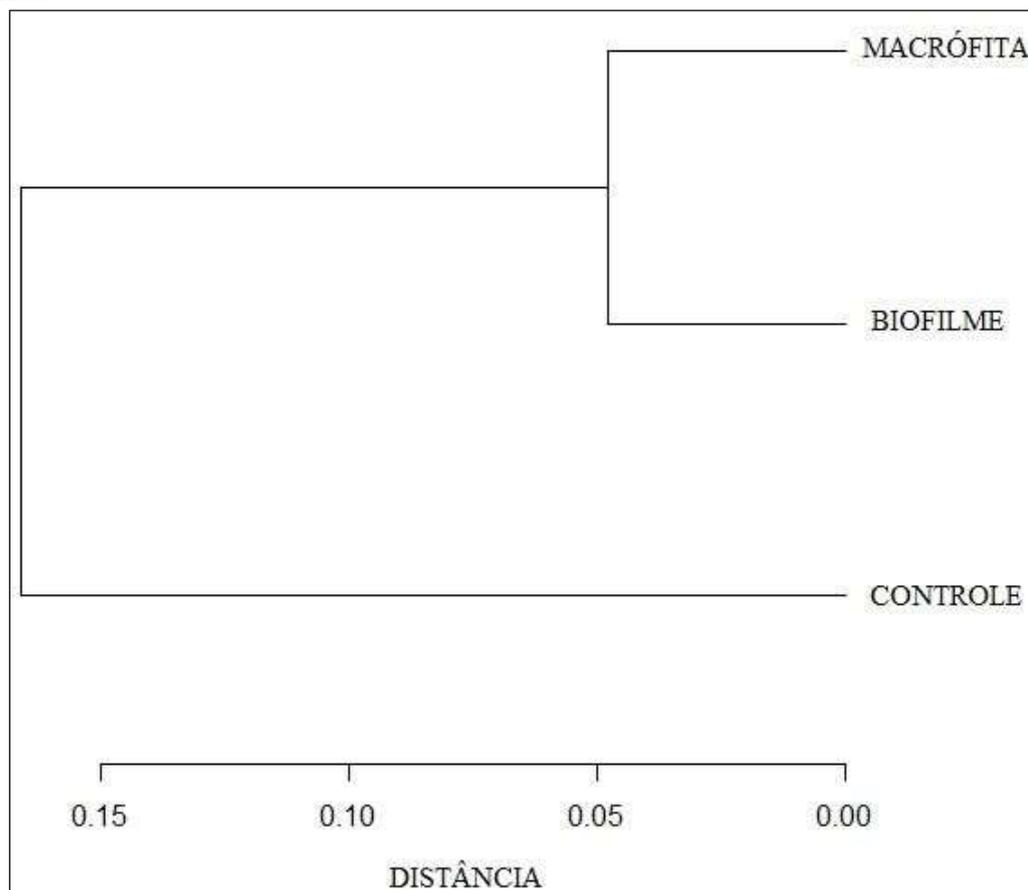
Fonte: Análise dos dados.

- **Índice de Dissimilaridade de Horn-Morisita**

O dendograma de dissimilaridade, obtido conforme o índice de Horn-Morisita, separou os três tratamentos, revelando uma proximidade entre os tratamentos biorremediadores e uma distância destes em relação ao tratamento controle (Figura 20). Isto indica que os parâmetros utilizados no índice (análises físicas e química e classes de fitoplâncton) são semelhantes entre biofilme e macrófita e divergentes/ou distantes dos valores do tratamento controle. Considerando que esses parâmetros são utilizados para aferir a

qualidade da água, pode-se apontar que os tratamentos biofilme e macrófita estão com condições melhores, evidenciando o potencial biorremediador de ambos.

Figura 20: Dendograma de dissimilaridade a partir da análise das variáveis físicas e químicas e das densidade totais das classes de fitoplâncton entre os tratamentos: controle, biofilme e macrófita.



Fonte: Análise dos dados.

6.2.2. Biomassa de Macrófita

No tratamento com macrófita a biomassa média inicial implantada no experimento foi de 1,2 Kg. No decorrer dos dias retirou-se uma parte dessa biomassa, como forma de controlar o elevado crescimento desta planta no sistema. Ao fim de 20 dias foi retirada uma parte da biomassa, 4,4 kg, e ao final do experimento foi retirada uma biomassa de 10,330 kg, isto equivale à produção total de biomassa de 13,500 Kg (Figura 21 e tabela 5).

Como no sistema de tratamento com biofilme não houve a retirada de biomassa, mesmo com a decomposição desta no ambiente, os resultados obtidos ainda foram favoráveis. Caso se insira algum consumidor de biofilme, como alguns peixes (Ex. *Hippostomus* sp.) essa eficiência poderá ser otimizada. Sendo assim, experimentos futuros em que se insiram peixes no sistema de tratamento com biofilme são necessários.

Figura 21: Biomassa da macrófita nos três dias de avaliação do experimento de biorremediação realizado com efluente da ETE de Mangabeira: (A) 20/02/2014, (B) 12/03/2014 e (C) 01/04/2014.



Fonte: Acervo da autora

Tabela 5: Valores da biomassa no início do estudo, da biomassa retirada no decorrer do experimento e da biomassa total produzida.

BIOMASSA INICIAL (20/02/2014)	BIOMASSA RETIRADA (12/03/2014)	BIOMASSA RETIRADA (01/04/2014)	BIOMASSA PRODUZIDA (TOTAL)
1,200 Kg	4,400 Kg	10,300 Kg	13,500 Kg

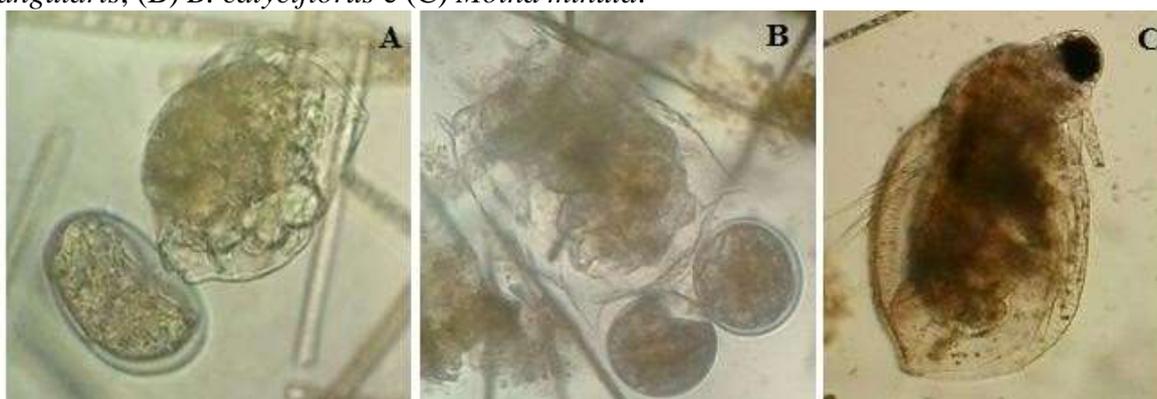
Fonte: Análise dos dados.

Estes valores demonstram o rápido desenvolvimento e crescimento desta macrófita, indicando que esse sistema de biorremediação deve ser periodicamente controlado, uma vez que o excesso da biomassa pode comprometer com a eficiência do tratamento, pela morte de tecidos e sua decomposição, como pode ser visto na Fig. 24C, em que as partes marrons são folhas mortas. Estudos complementares devem ser realizados para estimar a quantidade de biomassa inicial adequada ao tratamento e a periodicidade de controle da biomassa, em sistemas de tratamento de esgotos.

6.2.3. Zooplâncton

O zooplâncton inicial nos três tratamentos foi composto por duas espécies de rotíferos: *Brachionus angularis* e *B. calyciflorus*; e uma espécie de cladóceros, *Moina minuta* (Figura 22). Entretanto, ao longo do experimento, como a qualidade da água estava sendo alterada, e esses organismos respondem rapidamente a essas mudanças, observou-se um decréscimo da presença dos rotíferos e aumento do cladóceros. Além disso, uma diversidade maior foi encontrada no tratamento com macrófita, o que indica que os organismos (naúplios, copepodito, copepodo calanoida, *Alona guttata*, *Cephalodella sp.*, *Lepadela ovalis*, *Lecane luna*, *Lecane lunares*, *Lecane decipiens* e *Platyas quadricornis*) encontrados apenas nesse tratamento provavelmente vieram agregados às raízes das macrófitas.

Figura 22: Espécies de zooplâncton presentes no início do experimento: (A) *Brachionus angularis*, (B) *B. calyciflorus* e (C) *Moina minuta*.

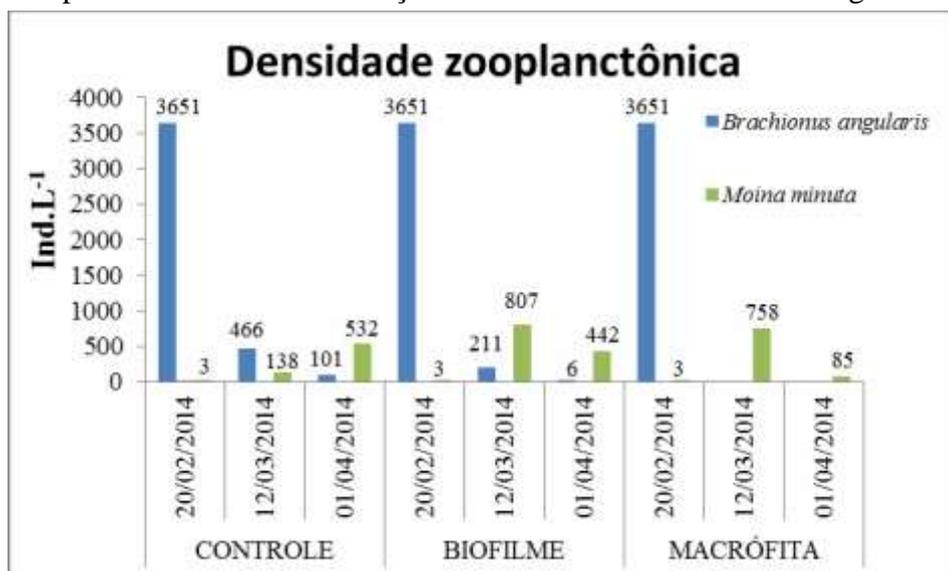


Fonte: Acervo da autora

As espécies recorrentes nos três tratamentos foram: *B. angularis* e *M. minuta*. Inicialmente obteve-se uma densidade de 3.651 ind.L^{-1} de *B. angularis* e apenas 3 ind.L^{-1} de *M. minuta* (Figura 23). Ao longo dos dias, houve uma inversão na densidade dessas espécies, aumentando *M. minuta* e diminuindo a quantidade de *B. angularis*. Este fator é claramente explicado pelas mudanças ambientais no sistema ambiental, como ocorreu uma melhoria na qualidade do meio, o crescimento do cladóceros foi beneficiado, enquanto que o rotífero foi atingido negativamente por essa mudança, diminuindo a sua densidade (MEDEIROS et al., 2013). Os rotíferos são mais resistentes a ambientes eutrofizados que os cladóceros, o que explica a maior diminuição destes nos tratamentos de biorremediação, assim como o inverso,

cladóceros necessitam de melhores condições ambientais para sobreviverem, o que se revelou nos tratamentos com biorremediadores.

Figura 23: Densidade das espécies de zooplâncton recorrentes nos três tratamentos do experimento de biorremediação com o efluente da ETE de Mangabeira.



Fonte: Análise dos dados.

7. CONCLUSÕES

Constatou-se um aumento da transparência e uma redução nos níveis de ortofosfato da água tratada durante os 40 dias de estudo, nos tratamentos biofilme e macrófita, além disso, houve uma diminuição significativa da comunidade de cianobactérias nesses tratamentos, um importante fator no sistema, visto que, muitas espécies são produtoras de toxinas. Outro dado relevante foi a diminuição da densidade de rotíferos e aumento de cladóceros, sendo essa mudança característica de alterações ambientais no sentido de diminuir a eutrofização, corroborando assim, com a evidente melhora na qualidade do meio. Comparando os dois sistemas de biorremediação, macrófitas e biofilme, foi possível observar maior eficiência do tratamento com biofilme nos seguintes parâmetros: oxigênio (o biofilme promoveu maior quantidade deste gás vital), transparência, pH (o biofilme manteve o pH mais perto de níveis aceitáveis pelos seres vivos), qualidade do fitoplâncton (o biofilme inverteu a predominância de cianobactérias por clorofíceas). No entanto, as macrófitas foram mais eficientes na diminuição de sais minerais (valores de condutividade menores) e do ortofosfato. Dessa forma, a partir dos resultados obtidos, conclui-se que ambos os sistemas biorremediadores foram eficientes, sendo indicada a utilização simultânea destes nas estações de tratamentos de esgoto, o que melhoram ainda mais a qualidade dos efluentes, e conseqüentemente beneficia a comunidade aquática do corpo hídrico receptor e todos que fazem uso dos organismos e/ou da água deste ambiente, incluindo a comunidade ribeirinha. Entretanto, mais estudos devem ser realizados para estimar a quantidade de área de substrato artificial (biofilme) e de biomassa de macrófita necessária para a biorremediação diretamente nas lagoas de estabilização.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando que as ETE não realizam tratamento terciário, o que tornaria mais eficiente o seu tratamento, faz-se necessário que haja um empenho na instalação de sistemas de tratamento complementares que tornem este processo menos impactante aos corpos hídricos receptores.

Os dois sistemas de biorremediação testados demonstraram ser eficientes (comprovando as duas hipóteses do trabalho) e são de baixo custo, podendo assim, ser facilmente implantados em ETE. A contribuição da biorremediação em estações de tratamento é evidente, visto que, os sistemas estudados, biofilme e macrófita, proporcionaram o aumento da oxigenação na água, adequaram o pH a valores mais aceitáveis para os seres vivos, removeram uma grande quantidade de nutrientes, deixaram a água mais transparente, e, como consequência, obtiveram uma melhoria significativa na qualidade dos efluentes.

Este trabalho será remetido aos gestores da CAGEPA, no intuito de que a implantação da biorremediação possa ser avaliada pela ETE-Mangabeira, e em decorrência disto, o meio ambiente e a população de João Pessoa venham a ser beneficiados.

9. REFERÊNCIAS

ALLISON, D. G. The biofilm matrix. **Biofouling: The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research**. v. 19, n.2, p. 139-150, 2003.

ALMEIDA, T. M. V.; ARRUDA, C. B. A; OLIVEIRA, R.; COURA, M. A; ALVES, K. G. B. Estudo das condições operacionais de uma lagoa anaeróbia profunda e produção de lodo durante seu tempo de funcionamento na estação de tratamento de esgotos da bacia do rio Paraíba na grande João Pessoa. In: **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005.

AMADOR, V. D.; ÁLVAREZ, S. L.; GALLARDO. G. M. L. Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores de estrés ambiental en ecosistemas costeros **Serie Oceanológica**, n. 9, p. 112-117, 2011.

ARAUZO, M. Harmful effects of un-ionised ammonia on the zooplankton community in a deepwaste treatment pond. **Water Research**, n.37, p. 1048-1054, 2003.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a saúde pública. **Revista Virtual de Medicina**. v. 1, n. 3, 1998.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru/Brazil. **Toxicology**. v. 181-182, p. 441-446, 2002.

BARTHEL, L.; OLIVIERA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Plankton biomass in secondary ponds treating piggery waste. **Braz. Arch. Biol. Technol.** v.51, n.6, p.1287-1298, 2008.

BASTOS, R. K. X.; DORNELAS, F. L.; RIOS. E. N.; RUAS, D. B.; OKANO, W. Y. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. **Revista AIDIS**. v. 3, n. 1, p. 97-107, 2010.

BENTO, A. P. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton- biofilme**. Tese. Universidade Federal de Santa Catarina. 2005, 197p.

BOOPATHY, R. Factors limiting bioremediation technologies. **Bioresource Technology**. v. 74, p. 63-67, 2000.

BRANDÃO, E. T. P. **Cianobactérias e saúde pública no Brasil**. Dissertação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, p.76, 2008.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 1978.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal. 1988.

_____. **Lei Nº. 11.445, de 5 de janeiro de 2007.** Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 2007.

_____. **Lei Nº. 6.938, de 31 de Agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 1981.

_____. **Lei Nº. 9.433, de 08 de Janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 1997.

_____. Ministério da Saúde. **Portaria MS Nº. 518/2004.** Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005.

CAGEPA. **Esgotamento sanitário.** Disponível em: <<http://www.cagepa.pb.gov.br/portal/>>. Acesso em 15 de Dezembro de 2013.

CAMARGO VALERO, M.A; MARA, D.D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science & Technology.** v. 55 n. 11, p. 87-89, 2007.

CARMICHAEL, W. W; AZEVEDO, S. M. F. O; AN, J. S.; MOLICA, R. J. R.; JOCHIMSEN, E. M.; LAU, S.; RINEHART, K. L.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins. **Health Perspectives,** v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CARNEIRO, D. A.; GARIGLIO, L. P. A biorremediação como ferramenta para a descontaminação de ambientes terrestres e aquáticos. **Revista Tecer,** v. 3, n. 4, 2010.

CARNEIRO, T. G.; LEITE, F. Cianobactérias e suas toxinas. **Revista Analytica,** n. 32, p. 36-41, 2007.

CETESB. COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Determinação do zooplâncton: métodos qualitativos e quantitativos.** Normalização técnica. São Paulo, 1978.

CLESCERI, L. S., GREENBERG, A. E.; EATON, A. D. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2011.

_____, **Resolução Nº. 397, de 3 de abril de 2008.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2008.

_____, **Resolução N° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2005.

_____, **Resolução N°. 20, de 18 de junho de 1986**. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 1986.

CRISPIM, M. C.; VIEIRA, A. C. B.; COELHO, S. F. M; MEDEIROS, A. M. A. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. **Acta Limnol. Bras.**, v. 21, n. 4, p. 387-391, 2009.

ELER, M. N.; PARESCHI, D. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BARBOSA, D. S. **Ocorrência de Rotifera e sua relação com o estado trófico da água em pesque-pague na bacia do rio Mogi-Guaçu – SP**. Boletim Técnico do CEPTA, Pirassununga, v. 16, p. 41-56, 2003.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. **Manual de identificação límnicos do Brasil**. Editora Universa, Brasília, 1997.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed., Interciência, Rio de Janeiro, 1998.

FALCO, P. B. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal**. Tese. Universidade São Paulo. 2005, 137p.

FONTES, I. B. M.; ARAÚJO, Q. R. Eficiência na remoção de coliformes na estação de tratamento de esgoto de Ilhéus (Bahia). **Rev. Geo.**, v. 17, p. 127-136, 2008.

FULEKAR, M. H. GEETHA, M. S. J. Bioremediation of Trichloropyr Butoxyethyl Ester (TBEE) in bioreactor using adapted *Pseudomonas aeruginosa* in scale up process technique. **Biol, Med.**, v. 1, n. 3, p. 1-6, 2009.

GALVÃO-JUNIOR, A. C.; NISHIO, S. R.; BOUVIER, B. B.; TUROLLA, F. A. Marcos regulatórios estaduais em saneamento básico no Brasil. **Rev. Admin. Públ.**, v. 43, n. 1, p. 207-227, 2009.

GAO, J; XIONG, Z; ZHANG, J; ZHANG, W; MBA, F. O. Phosphorus removal from water of eutrophic lake Donghu by five submerged macrophytes. **Desalination**, n. 242, p. 193-204, 2009.

GODOY, O. A. **Avaliação da presença de cianobactérias em efluentes em sistema de tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização associadas a tratamento físico-químico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Universidade de São Paulo, 2007.

GOMES, J. L. C. S. **Estudo comparativo entre oito sistemas de lagoas de estabilização da região noroeste do Estado de São Paulo.** (Dissertação). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2002,

GONÇALVES, E. A. P. **Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoa de estabilização.** Dissertação. Universidade Federal de Pernambuco, 2008. 78p.

GRADVOHL, S. T. S.; SOUZA, N. C.; SANTOS, A. B. Fundamentos de qualidade da água. In: **Esgotamento sanitário: processos de tratamento e reuso de esgotos: guia do profissional em treinamento: nível 2.** Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, ReCESA, 179p., 2008.

GRANADO, D. C. **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP).** Dissertação. Universidade de São Carlos. 140p. 2004.

HE, S.; XU, S.; ZHANG, H.; WEN, S.; DAI, Y; LIN, S. Bioremediation efficiency in the removal of dissolved inorganic nutrients by the red seaweed, *Porphyra yezoensis*, cultivated in the open sea. **Water Res.**, 42, p. 1281-1289, 2008.

HOHMANN A. C. C. Regulação e Saneamento na Lei Federal Nº. 11.445/07. **Rev. Jurídica PGE Paraná, Curitiba**, n. 3, p. 211-244, 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores sociais municipais: uma análise dos resultados do censo demográfico 2010.** Rio de Janeiro, 2011.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento - As 100 maiores cidades do Brasil (SNIS 2012).** São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2014. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/tabela-100-cidades2014.pdf>>. Acesso em: 03 dez. 2014.

JULIANO, E. F. G. A; FEUERWERKER, L. C. M.; COUTINHO, S. M. V; MALHEIROS, T. F. Rationale and knowledge for the universal implementation of sanitation in areas of social vulnerability. **Revista Ciência e Saúde Coletiva**. v. 17, n. 11, p. 3037- 3046, 2012.

JUNGLES, M. K. **Tratamento de esgoto sanitário em lagoa de maturação com biofilme.** Dissertação. Universidade Federal de Santa Catarina. 151p., 2007.

KONIG, Annemarie. CEBALLOS, Beatriz S. O., ALMEIDA, Myrthis V. A. O. Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba-Brasil. **Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, 2002.

KOSTE, W. **Rotatoria - Die Rädertiere Mitteleuropas.** Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt. Überordnung Monogononta (Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart), 1978.

KRONEMBERGER, D. M. P. **Esgotamento sanitário inadequado e impactos na saúde da população - Estudo: Impactos na saúde e no sistema único de saúde decorrentes de agravos relacionados ao esgotamento sanitário inadequado dos 100 maiores municípios no período 2008-2011.** São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2014. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/esgotamento-sanitario-inadequado-e-impactos-na-saude-da-populacao>>. Acesso em 19 Ago 2014.

LIN, G. H.; SAUER, N. E.; CUTRIGHT, T. J. Environmental Regulations: A Brief Overview of their Applications to Bioremediation. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 1-8, 1996.

MACEDO, D. R. G. **Microcistina na água e biomagnificação em peixes de reservatórios de abastecimento público do estado da Paraíba.** Dissertação. Universidade Federal da Paraíba, 82p., 2009.

MAGALHÃES, A. B. S. **Taxonomia, estrutura e dinâmica do fitoplâncton e do zooplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento.** Tese. Universidade de Viçosa, 221p., 2007.

MANKIEWICZ, J; TARCZYNSKA, M; WALTER, Z; ZALEWSKI, M. Natural toxins from cyanobacteria. **Acta Biologica Cracoviensia**. v. 45, n. 2, p. 9-20, 2003.

MANTOVANI, D.; MOSER, A. S.; FAVERO, D. M. Cianobactérias em reservatórios brasileiros e seus prejuízos à saúde pública. **Rev. Agronegócios Meio Amb.**, v.4, n.1, p. 145-155. 2011.

MARINHO-SORIANO, E.; AZEVEDO, C. A. A.; TRIGUEIRO, T. G.; PEREIRA, D. C.; CARNEIRO, M. A. A.; CAMARA, M. R. Bioremediation o faquaculture waste water using macroalga and Artemia. **Rev. Inter. Biodeterioration Biodegradation**, v. 65, p. 253-257, 2011.

MARKER, A. F. H.; NUSH, E. A.; RAI, H.; RIENMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnology**, v. 14, p. 91-106, 1981.

MASSERET, E. AMBLARD, C; BOURDIER, G; SARGOS, D. Effects of a waste stabilization lagoon discharge on bacterial and phytoplanktonic communities of a stream. **Water Environment Res.**, v. 72, n.3, p. 285-294, 2000.

MEDEIROS, A.M. A.; SOUSA, C. E.; CRISPIM, M. C.; MONTENEGRO, A. K. A. Effects of experimental eutrophication on zooplankton community. **Acta Limnologica Brasiliensia**.v.25, n.2, p.183-191, 2013.

METCALF & EDDY, Inc. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. Mc Graw Hill, 4th Edition, 2003.

BRASIL. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** – Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 56 p. 2003.

MIWA, A. C. P.; FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil). **Rev.Eng. sanit. ambient.** v.12,n. 2,p. 169-180, 2007.

MOTA, S. B.; VON SPRELING, M. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

MOURA-FILHO, J. B. L. **A observação geográfica da degradação ambiental do rio Cuiá, no município de João Pessoa-PB.** Monografia. Universidade Estadual da Paraíba. 50p. 2014.

NOGUEIRA, I. S.; GAMA-JUNIOR, W. A.; D’ALESSANDRO, E. B. Cianobactérias planctônicas de um lago artificial urbano na cidade de Goiânia, GO. **Rev. Brasil. Bot.**, v.34, n.4, p.575-592, 2011.

OLIVEIRA, M. S. R. **Avaliação da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira (João Pessoa-PB).** Dissertação. 125p, 2010.

PANDEY, B.; FULEKAR, M. H. Bioremediation technology: A new horizon for environmental clean-up. **Biol. Med.**, v. 4, n. 1, p. 51-59, 2012.

POURIA, S.; ANDRADE, A.; BARBOSA, J.; CAVALCANTI, R. L.; BARRETO, V. T. S.; WARD, C. J.; PREISER, G; POON, G. K. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. **Lancet.** v. 352, p. 21-26, 1998.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. The impact of human activities on the dynamics of phosphorus in the environment and its effect on public health. **Rev. Ciência Saúde Coletiva**, v. 16, n. 8, p. 3529-3539, 2011.

REIS, A. L. Q. **Índice de sustentabilidade aplicado à bacia do rio Cuiá - João Pessoa (PB).** Dissertação. Universidade Federal da Paraíba, 2010.

REIS, J. A. T; MENDONÇA. A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d’água. **Eng Sanit Ambient.** v. 14, n. 3, p. 353-362, 2009.

RIBEIRO, P. C. **Lise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização.** Dissertação, Universidade Federal de Campina Grande, 106p., 2007.

RONCON, T. J.; BIDÓIA, E. D.; SANTOS, V.; GUERRA, N. M. M.; OTENIO, M. H. Caracterização da biota de protozoários e sua função depurativa na Lagoa de Estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto de Bandeirantes, Paraná. **Salusvita**, v. 26, n. 1, p. 89-98, 2007.

RUTTNER-KOLISKO, A., **Plankton Rotifers; Biology and Taxonomy**. Binnengewasser 26, 1, 146 p., 1974.

SÁ, L. L. C.; VIEIRA, J. M. S; MENDES, R. A.; PINHEIRO, S. C. C.; VALE, E. R.; ALVES, F. A. S.; JESUS, I. M.; SANTOS, E. C. O.; COSTA, V. B. Floración de cianobacterias tóxicas en la orilla derecha del río Tapajós, en el Municipio de Santarém (Pará, Brasil). **Rev Pan-Amaz Saude**. v. 1, n. 1, p. 159-166, 2010.

SANGES, S. M.; PRADO, E. L.; FERREIRA, I. M.; BRAGA, H. F.; VIEIRA, E. M. Presença da toxina microcistina em água, impactos na saúde pública e medidas de controle. **Rev. Ciênc. Farm. Básica Apl.**, v. 33, n. 2, p. 181-187, 2012.

SHEKHAR, C. Nature cure: Bioremediation as a sustainable solution for polluted sites. **Chemistry & Biology**, p. 307-309, 2012.

SILVA, S. A. P. **Biorremediação em águas residuais: remoção de fosfatos utilizando microalgas *Chlorella vulgaris* imobilizadas em meio alginato de sódio**. Dissertação de Mestrado em Hidrobiologia, apresentado à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 72p., 2007.

SOLDATELLI, V. F. **Avaliação da comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização utilizadas no tratamento de efluentes domésticos: Estudo de caso - ETE - UCS**. Dissertação. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 182p, 2007.

SOUSA, P. R.; FILHO, D. A. M. Análise dos aspectos ambientais, urbanos e sanitários da estação de tratamento de esgoto de Teresina – PI. **Anais do IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica**, Belém, 2009.

SOUZA, M. R. **Influências ambientais e biológicas sobre organismos zooplanctônicos e sua utilização como bioindicadores**. Monografia. Universidade de Brasília, 44p., 2012.

SBAZO, K. E.; MAKK, J.; KISS, K. T.; EILER, A.; ÁCS, E.; TÓTH, B.; KISS, A.K.; BERTILSSON, S. Sequential colonization of river periphyton analysed by microscopy and molecular fingerprinting. **Rev. Freshw. Biol.**, p. 1-13, 2008.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Revista Estudos avançados**. v. 22, n. 63, 2008.

TURNER, B. L. **The earth as transformed by human action: global and regional changes in the biosphere over the past 300 years**. Cambridge, Cambridge University Press, 1990.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos, Rima/IE, 2003.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, São Paulo, n. 70, p. 24-35, 2006.

TUROLLA, F. A. **Provisão e operação de infraestrutura no Brasil: o setor de saneamento**. Dissertação (Mestrado em Economia de Empresas). Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, 1999.

UTERMÖHL, H. Zurvervoll kommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilung International e Vereinigung für Theoretische Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 68-72, 1958.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2 ed., v. 1, 243 p., 2005.

_____. **Lagoas de Estabilização**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 134 p. 1996a.

_____. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 2, 211p., 1996b.

WAGNER, A. G.; BELLOTO, V. R. Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário: Análise Econômica de alternativas para Municípios Litorâneos - Estudo de Caso – Balneário Camboriú e Itajaí (SC), Brasil. **Rev. Gestão Costeira Integrada**, v. 8, n. 1, p. 93-108, 2008.

WETZEL, R. G. Periphyton of freshwater ecosystems development. The Hague. Dr. W. Junk Publ. *Developments Hydrobiology*, 17, 1983.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – Water, Sanitation and Hygiene Links to Health. November, 2004.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). **The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy**. Paris, UNESCO, 2014.

YANG, S. Z., JIN, H. J., WEI, Z., HE, R. X., JI, Y. J., LI, X. M.; YU, S. P. Bioremediation of oil spills in cold environments: A review. **Pedosphere**. v. 19, n. 3, p. 371-381, 2009.

YUAN, M.; CARMICHAEL, W.W.; HILBORN, E.D. Microcystin analysis in human sera and liver from human fatalities in Caruaru, Brazil 1996. **Rev. Toxicon**. v. 48, p. 627–640, 2006.